

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA E DE PETRÓLEO

PAULA CIRIBELI GONÇALVES

JOANA DA MATTA MARQUES

**“DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS PARA REÚSO
AGRÍCOLA”**

Niterói

2/2015

PAULA CIRIBELI GONÇALVES

JOANA DA MATTA MARQUES

**“DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS PARA REÚSO
AGRÍCOLA”**

Projeto final apresentado ao curso de graduação em Engenharia Química, oferecido pelo Departamento de Engenharia Química e de Petróleo da Escola de Engenharia da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para obtenção do grau de Engenheiro Químico.

ORIENTADORES

Prof^a. Mônica Pinto Maia, D.Sc

Fernando Cesar Lopes de Oliveira, M.Sc. Petrobras

Niterói

2/2015

Ficha Catalográfica elaborada pela Biblioteca da Escola de Engenharia e Instituto de Computação da UFF

G635 Gonçalves, Paula Ciribeli
Desinfecção de efluentes sanitários para reúso agrícola / Paula Ciribeli Gonçalves, Joana da Matta Marques. -- Niterói, RJ : [s.n.], 2015.
100 f.

Trabalho (Conclusão de Curso) – Departamento de Engenharia Química e de Petróleo, Universidade Federal Fluminense, 2015.
Orientadores: Mônica Pinto Maia, Cesar Lopes de Oliveira.

1. Reúso da água. 2. Desinfecção. 3. Efluente sanitário. I. Marques, Joana da Matta. II. Título.

CDD 627

**JOANA DA MATTA MARQUES
PAULA CIRIBELI GONÇALVES**

**“DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS PARA REUSO
AGRÍCOLA”**

Projeto Final apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Química, oferecido pelo departamento de Engenharia Química e de Petróleo, da Escola de Engenharia, da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para obtenção do Grau em Engenharia Química.

Aprovado em 29 de março de 2016.

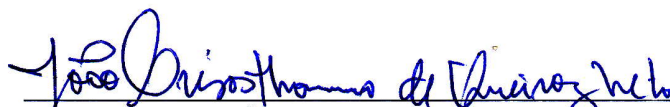
BANCA EXAMINADORA



Prof.^a Mônica Pinto Maia, D.Sc.
Presidente da Banca - Orientadora



Fernando Cesar Lopes de Oliveira, M.Sc. Petrobras.
Orientador



Prof.^o João Crisóstomo de Queiroz Neto, D.Sc.



Eng.^a Karinne Carnevalli de Almeida

AGRADECIMENTO

Agradecemos a Deus por sempre estar conosco, dando as ferramentas e forças necessárias para lidar com todos os obstáculos encontrados ao longo das nossas vidas.

Aos nossos orientadores, Profa. Dra. Mônica Maia Pinto e M. Sc. Fernando Cesar Lopes Oliveira, pela confiança, paciência, auxílio e dedicação para com o grupo no desenvolvimento deste trabalho de conclusão de curso.

Aos familiares, em especial nossos pais e irmãos (as), por serem o alicerce de nossas vidas, fornecendo as tão necessárias palavras de incentivo e conselhos para enfrentarmos os diversos desafios apresentados durante a elaboração desta monografia.

Aos amigos e colegas de classe que, de alguma forma, colaboraram para nossa graduação.

Por fim, dedicamos este trabalho a todos que de alguma maneira contribuíram para nossa formação no curso de Engenharia Química. Temos certeza que na ausência desse enorme apoio, amizade, carinho e amor de nossos entes queridos não seria possível obter esta vitória.

A todos nosso muito obrigado!

“Por vezes sentimos que aquilo que fazemos não é senão uma gota de água no mar. Mas o mar seria menor se lhe faltasse uma gota”.

(Madre Teresa de Calcutá)

RESUMO

Nas últimas décadas, ocorreram avanços sem precedentes na área tecnológica, decorridos principalmente do exponencial crescimento humano e da constante busca por conforto e bem estar. Tais avanços levantam questões significativas no âmbito ambiental e que exigem atenção imediata. Um dos principais recursos naturais afetados pela ação antrópica é a água, cuja possível escassez e perda de qualidade através da poluição de mananciais e rios, vêm sendo tema de estudos não só em países desenvolvidos como nos em desenvolvimento. Sabe-se que o setor agrícola consome 72% de toda demanda de água potável no Brasil, enquanto o abastecimento doméstico consome cerca de 10%. Em vista da atual crise hídrica, tamanha porcentagem de água doce deveria ser priorizada as práticas que exijam recursos naturais com grau de potabilidade elevado. Visando a gestão sustentável da água, torna-se significativo pensar no reúso de efluentes sanitários como forma de abastecimento alternativo para a agricultura. Entretanto, estes despejos contêm altas concentrações de microorganismos patogênicos que, se não removidos, representam risco à saúde dos trabalhadores agrícolas e consumidores finais. Dessa forma, se mostra necessária à adoção de técnicas de desinfecção acopladas ao tratamento convencional para adequar os esgotos aos níveis estipulados pela CONAMA nº 357 (2005) e pela OMS (2006) referentes à irrigação agrícola. O presente trabalho consiste em um levantamento bibliográfico que caracteriza os principais métodos naturais e artificiais de desinfecção em uso como: lagoas de maturação, uso de cloro e dióxido de cloro, ozonização e radiações ultravioleta. Adicionalmente, foi realizada uma comparação entre os aspectos favoráveis e desfavoráveis quanto à capacidade de adequação dos esgotos sanitários as normas e legislação vigentes para o reúso agrícola. Por fim, desconsiderando o aspecto econômico não avaliado neste trabalho, concluiu-se que a radiação UV apresenta superioridade em relação às demais tecnologias analisadas, possuindo como única desvantagem relevante à alteração de seu potencial biocida pela presença de sólidos dissolvidos e turbidez no meio líquido, razão pela qual necessita de um tratamento convencional eficiente na redução destes parâmetros.

Palavras-Chave: Reúso Agrícola, Efluente Sanitário, Desinfecção, Patógenos

ABSTRACT

In recent decades, there have been unprecedented advances in technology, particularly elapsed from exponential human growth and constant search for comfort and well-being. Such advances, however led to significant issues in the environmental context that require immediate attention. One of the main natural resources affected by human action is water, whose scarcity and possible loss of quality due to pollution of water sources and rivers became a study theme, not only in developed countries, but also in developing ones. It is known that the agricultural sector accounts for 72 % of all demand for drinking water in Brazil, while the domestic supply consumes about 10%. In view of the current water crisis, such freshwater percentage should be prioritized to practices that require natural resources with high degree of potability. Aiming at sustainable water management, it is significant to think of reusing wastewater as a form of alternative supply for agriculture. However, these effluents contain high concentrations of pathogenic microorganisms which, if not removed, pose a risk to the health of farm workers and consumers. Therefore, it appears necessary to adopt disinfection techniques in addition to conventional treatment to suit the sewage to the levels set by CONAMA 357 (2005) and WHO (2006) for agricultural irrigation. This work consists of a literature review on the main characteristics of most common natural and artificial methods of disinfection as: maturation ponds, use of chlorine and chlorine dioxide, ozonation and ultraviolet radiation. Additionally, a comparison of the favorable and unfavorable aspects regarding the adequacy of capacity of wastewater standards and legislation for agricultural reuse was performed. Finally, disregarding the economic aspect not evaluated in this study, it was concluded that UV radiation has superiority over other technologies analyzed, having as relevant downside only the reduce of the biocide effect by the presence of dissolved solids and turbidity in the liquid medium, reason why an efficient treatment in reducing these parameters is necessary for the applicability of this technology.

Key-Words: Agricultural Reuse, Wastewater, Disinfection, Pathogen

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
1.1 CONTEXTO	17
1.2 ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO	19
2. OBJETIVO	20
2.1 OBJETIVO GERAL	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3. REFERENCIAL TEÓRICO	21
3.1 ÁGUA NO MEIO AMBIENTE	21
3.2 EFLUENTE	23
3.2.1 EFLUENTE SANITÁRIO	23
3.2.1.1 CLASSIFICAÇÃO DE SÓLIDOS	23
3.2.1.2 DEMANDA BIOQUÍMICA E QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO E DQO)	24
3.2.1.3 NITROGÊNIO E FÓSFORO	24
3.2.1.4 INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL	25
3.3 REÚSO	26
3.4 REÚSO NA AGRICULTURA	28
3.4.1 PANORAMA MUNDIAL DO REÚSO NA AGRICULTURA	28
3.4.2 ASPECTOS RELEVANTES DO REÚSO NA AGRICULTURA	30
3.4.3 LEGISLAÇÕES E NORMAS PARA O REÚSO NA AGRICULTURA	32
3.5 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS	35
3.5.1 PRÉ-TRATAMENTO	35
3.5.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO	37
3.5.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO	38
3.5.3.1 PROCESSOS BIOLÓGICOS POR BIOFILME	38
3.5.3.2 PROCESSOS BIOLÓGICOS POR BIOMASSA SUSPensa	40
3.5.4 TRATAMENTO TERCIÁRIO	42
3.6. DESINFECÇÃO	44
3.6.1 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA	44
3.6.2 FUNDAMENTOS DE DESINFECÇÃO	50
3.7 MÉTODOS DE DESINFECÇÃO	51
3.7.1 MÉTODOS NATURAIS: LAGOAS DE MATURAÇÃO	51
3.7.2 MÉTODOS ARTIFICIAIS: CLORAÇÃO	54

3.7.3 MÉTODOS ARTIFICIAIS: DIÓXIDO DE CLORO	59
3.7.4 MÉTODOS ARTIFICIAIS: OZÔNIO	63
3.7.5 MÉTODOS ARTIFICIAIS: RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA	67
4. METODOLOGIA	75
5. DISCUSSÕES	77
6. CONCLUSÕES	86
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

ÍNDICE DE ABREVIACÕES

ANA – Agência Nacional das Águas

BAS - Biofiltros Aerados Submersos

BP – Baixa Pressão

CHBr₃ – Bromofórmio

CHBrCl₂ – Bromodiclorometano

CHCl₃ – Clorofórmio

CHBr₂Cl – Dibromoclorometano

ClO₂ – Dióxido de Cloro

ClO₂⁻ – Clorito

ClO₃⁻ – Clorato

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

CF – Coliformes Fecais

CT – Coliformes Totais

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPA – Environmental Protection Agency

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

FAS - Filtros Aerados Submersos

FBP - Filtros Biológicos Percoladores

HBrO - Ácido Hipobromoso

HClO - Ácido Hipocloroso

MP - Média Pressão

NBR - Norma Brasileira

NH₂Cl - Monocloroamina

NHCl - Dicloroamina

NCI₃ - Tricloroamina

NMP - Número mais provável

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

OCl⁻ - Íon Hipoclorito

OD - Oxigênio Dissolvido

ONU - Organização das Nações Unidas

PUCPR - Pontifícia Universidade Católica do Paraná

RBC - Reatores Biológicos de Contato

SSV - Sólidos Dissolvidos Totais

THM - Trialometanos

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UV - Ultra Violeta

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1. Etapas do ciclo hidrológico

Figura 3.2. Possibilidades de reúso

Figura 3.3. Conjunto de grades e desarenador

Figura 3.4. Calhas Parshall presentes em ETE's do estado do Rio Grande do Norte

Figura 3.5. Esquema de um decantador primário convencional

Figura 3.6. Esquema de um filtro biológico percolador (FBP)

Figura 3.7. Esquema de um biofiltro aerado submerso (BAS)

Figura 3.8. Sistema de lodo ativado convencional

Figura 3.9. Esquema de um reator tipo UASB

Figura 3.10. Visão microscópica da bactéria *Shigella*

Figura 3.11. Partículas isoladas de rotavírus

Figura 3.12. Protozoário *Giardia lamblia* quando trofozóito e cisto

Figura 3.13. Helminto *Ascaris lumbricoides* presente no trato intestinal

Figura 3.14. Esquema de bioindicadores utilizados para indicar presença de enteropatógenos

Figura 3.15. Fluxograma de sistema de lagoas de maturação em série

Figura 3.16. Cilindros de cloro armazenados em uma ETE

Figura 3.17. Ação do cloro residual em meio amoniacal

Figura 3.18. Esquema de geração do ozônio

Figura 3.19. Espectro da radiação ultravioleta

Figura 3.20. Componentes da Lâmpada Fluorescente de vapor de mercúrio.

Figura 3.21. Mecanismo de fotorreparação do DNA

ÍNDICE DE EQUAÇÕES

- (I) Reação de fotossíntese
- (II) Reação do OD em meio aquoso
- (III) Reação de formação do cloro residual livre a partir do cloro gasoso
- (IV) Reação de formação do cloro residual livre a partir do hipoclorito de sódio
- (V) Reação de formação do cloro residual livre a partir do hipoclorito de cálcio
- (VI) Geração da monocloroamina
- (VII) Geração da dicloroamina
- (VIII) Geração da tricloroamina
- (IX) Geração do ácido hipobromoso
- (X) Geração do dióxido de cloro pelo ácido clorídrico:
- (XI) Geração do dióxido de cloro pelo cloro elementar:
- (XII) Reação do dióxido de cloro em meio aquoso em pH básico
- (XIII) Reação do dióxido de cloro em meio aquoso em pH ácido
- (XIV) Reação do clorito com sais de ferro
- (XV) Reação do clorito com sulfito
- (XVI) Reação direta do substrato com ozônio molecular
- (XVII) Reação indireta do ozônio com radicais hidroxila

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 3.1. Disponibilidade de água no planeta

Tabela 3.2. Formas do nitrogênio nos efluentes sanitários

Tabela 3.3. Principais parâmetros dos efluentes sanitários destinados à irrigação agrícola que devem ser controlados

Tabela 3.4. Recomendações da OMS (2006) quanto à qualidade microbiológica de efluentes sanitários tratados para reúso agrícola

Tabela 3.5. Classes de águas doces e salobras que são destinadas ao uso agrícola e as respectivas qualidades microbiológicas aceitas (Coliformes/100 ml)

Tabela 3.6. Recomendações da NBR 12.209 para o tratamento de efluentes domésticos.

Tabela 3.7. Porcentagem de remoção de microorganismos patogênicos em efluente sanitário tratado por decantador, sistema de lodos ativados e biofiltros

Tabela 3.8. Efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados operados em batelada.

Tabela 3.9. Valores de parasitas presentes em esgoto doméstico tratado e após desinfecção por cloração com hipoclorito de sódio

Tabela 3.10. Potencial de uso de efluentes de lagoas de maturação, em irrigação, em termos de coliformes fecais no efluente final

Tabela 3.11. Potencial de uso de efluentes de lagoas de maturação, em irrigação, em termos de ovos de helmintos no efluente final

Tabela 3.12. Valores de Ct do dióxido de cloro para alguns patógenos

Tabela 3.13. Valores de Ct do ozônio para alguns patógenos

Tabela 3.14. Parâmetros que afetam o potencial de desinfecção do ozônio por acelerarem a decomposição em radical hidroxila.

Tabela 3.15. Diferentes ranges para a radiação ultravioleta

Tabela 3.16. Principais características das lâmpadas para geração de radiação UV

Tabela 3.17. Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto tratado de forma convencional

Tabela 3.18. Valores de *E. coli* (NMP/100ml) presentes após desinfecção por radiação UV

Tabela 3.19. Dosagem da radiação UV necessária para eficiência de 100% de inativação de diferentes patógenos

Tabela 5.1. Parâmetros de maior relevância para águas doces classe 1 destinadas a irrigação irrestrita

Tabela 5.2. Valores do efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados operados em batelada

Tabela 5.3. Porcentagem de remoção de microorganismos patogênicos em efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados e biofiltros

Tabela 5.4. Vantagens e desvantagens das lagoas de maturação

Tabela 5.5. Vantagens e desvantagens da cloração

Tabela 5.6. Vantagens e desvantagens do dióxido de cloro

Tabela 5.7. Vantagens e desvantagens da ozonização

Tabela 5.8. Vantagens e desvantagens da radiação UV

CAPÍTULO I

INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTO

A Organização das Nações Unidas (2015) estima que a população mundial deva exceder nove bilhões até 2050. Caso esta previsão seja mantida, o elevado crescimento humano se concentrará nas áreas urbanas e, conseqüentemente, o número de pessoas vivendo em favelas subirá de forma considerável. Este aumento desenfreado no contingente populacional, associado à elevação no índice da pobreza levará a um maior consumo dos recursos naturais, dentre eles o hídrico, cuja gestão se torna um tema de grande preocupação visto ser um bem essencial à vida, porém finito e distribuído de forma desigual pelo planeta.

Dentre os principais problemas associados à má gestão da água, têm-se o despejo de esgotos tratados de forma inadequada em corpos d'água receptores, culminando na contaminação dos mesmos. Tal fato representa um desafio ao desenvolvimento, tanto tecnológico, quanto da saúde pública de diversos países em desenvolvimento (LEITE, 2003).

Além da poluição dos recursos hídricos, é importante destacar a escassez dos mesmos em proporções globais. A fim de permitir que mananciais de água doce sejam preservados para fornecimento à população e minimizar o lançamento de correntes poluidoras nos corpos d'água receptores, a prática da utilização dos despejos de diversas origens para fins menos nobres que o consumo humano, como a irrigação de culturas, vem se mostrando sustentável e necessária (MANCUSO & SANTOS, 2003).

Sabe-se que o setor agrícola consome 72% de toda demanda de água potável no Brasil, enquanto o abastecimento doméstico consome cerca de 10% (ANA, 2014). Em vista da atual crise hídrica, tamanha porcentagem de água doce deveria ser priorizada a práticas que exijam recursos naturais com grau de potabilidade elevado.

Assim, torna-se significativo pensar no reúso de efluentes como forma de abastecimento alternativo para a agricultura. Em muitas partes do mundo, despejos sanitários tratados já são destinados à irrigação de cultivos (BARBOSA, 2012), sendo Israel a maior referência nesta prática (FRIEDLER, 2001).

É comprovado que a reutilização de esgotos de origem doméstica tratados em atividades agrícolas contribui com nutrientes que, quando não em excesso, são incorporados pelas plantas e contribuem para o aumento no rendimento da produção, muitas vezes superior à combinação de água potável e fertilizante artificial. Dessa forma, é reduzida a necessidade da aplicação de fertilizantes, favorecendo o ecossistema e a saúde dos seres humanos, além do custo da produção agrícola (MURRAY & RAY, 2010).

Vale ressaltar que, algumas substâncias muito comuns em efluentes sanitários devem ter suas concentrações controladas, a fim de não ocasionarem danos ao cultivo e ao ecossistema. Nutrientes em geral, sólidos e sais dissolvidos representam os principais elementos que necessitam atenta observação (MONTE & ALBUQUERQUE, 2010).

Dentre os componentes previamente citados, os que possuem direta relação com a produtividade agrícola são os sais. Quando em excesso, estes compostos químicos afetam o equilíbrio osmótico do solo e reduzem o rendimento das plantações. Especialmente no caso de altas concentrações do íon sódio, há a degradação de certas propriedades estruturais do solo, acarretando queda na capacidade de aeração e infiltração de água. Dessa forma, o crescimento do cultivo é afetado e, em casos extremos, há a morte das plantas (FREIRE et al., 2003).

Adicionalmente, despejos domésticos contêm altas concentrações de microorganismos patogênicos que, se não removidos, representam risco à saúde dos trabalhadores agrícolas e consumidores finais (TONON, 2007).

Assim, para que a utilização de esgotos domésticos em atividades agrícolas seja possível, se fazem necessários controles físico-químicos, assim como a eliminação dos microorganismos patogênicos presentes no despejo líquido.

Quanto à alta concentração de nutrientes e material particulado nos efluentes sanitários, é recomendado o uso de técnicas de tratamento eficientes na redução dos níveis destes compostos, como os processos de remoção física e biológica (BENTO et al., 2005; AGRA, 2009). Já para contornar a problemática da concentração de sais no solo, há a adoção das práticas de lixiviação e drenagem para remoção do excesso destas substâncias ou a destinação do reúso agrícola apenas a culturas resistentes a salinidade (BERNARDO, 1997).

Com o objetivo de eliminar a restrição microbiológica para o reúso de esgotos domésticos para irrigação agrícola, têm-se adotado técnicas de desinfecção acopladas ao tratamento convencional (PROSAB, 2009). Tais técnicas tem por objetivo à inativação de patógenos até os níveis estipulados pela OMS (2006) e pela resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 2005.

A necessidade da etapa de desinfecção é justificada pelo fato de o tratamento convencionalmente utilizado para efluentes realizar principalmente a remoção de sólidos e materiais orgânicos mais grosseiros, remanescendo concentração acima da recomendada para organismos patogênicos (SANTOS, 2010).

Existem várias técnicas para inativação de patógenos adotada ao redor do mundo, sendo estas divididas em naturais, químicas ou físicas. No presente trabalho serão abordados os métodos de desinfecção mais usuais para a prática do reúso agrícola, dentre eles os processos de lagoas de maturação (GONÇALVES, 2003), cloração, uso de dióxido de cloro, ozonização e radiações ultravioleta (TONON, 2007).

1.2 ESTRUTURAÇÃO DO TRABALHO

Formado por sete capítulos, este trabalho de conclusão de curso discute qual técnica de desinfecção de efluentes sanitários é a mais recomendada para adequar tais despejos aos parâmetros utilizados para irrigação agrícola.

No primeiro capítulo é fornecida uma introdução sobre o assunto. A apresentação dos objetivos gerais e específicos deste estudo é realizada no segundo capítulo. O terceiro capítulo consiste no referencial teórico necessário para discussão do tema, contextualizando a necessidade do reúso agrícola e apresentando os principais desafios encontrados para aplicação desta prática, com foco na restrição microbiológica e nas diferentes formas de eliminá-la. As metodologias adotadas são descritas no quarto capítulo, enquanto a discussão e apresentação dos resultados deste trabalho são fornecidas no quinto. O sexto capítulo apresenta a conclusão e o sétimo as referências bibliográficas utilizadas.

CAPÍTULO II

OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho apresenta como objetivo geral a realização de uma avaliação comparativa das diferentes técnicas de desinfecção para adequar a qualidade de efluentes sanitários ao uso em atividades agrícolas, de forma a permitir reservar a água “fresca” de corpos hídricos para consumo humano e evitar o lançamento desnecessário de carga poluidora nos mesmos.

Deve ser ressaltado que os processos de desinfecção apresentam eficácia principalmente na remoção de microrganismos; entretanto, a delimitação deste estudo admite já solucionados os problemas referentes à alta concentração de sais e nutrientes, através da adoção de tratamento convencional eficiente e técnicas de lixiviação e drenagem dos solos de cultivo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como desdobramento do tema de estudo, podem ser estabelecidos os objetivos específicos deste trabalho, conforme segue:

- Comparar as características qualitativas requeridas para a água com fins de uso agrícola com as características típicas dos efluentes sanitários à saída do tratamento convencional, de forma a quantificar o ajuste necessário na qualidade para uso agrícola;
- Identificar e descrever as principais características dos métodos de desinfecção utilizados para o enquadramento da qualidade de despejos de origem doméstica ao uso em atividades agrícolas;
- Discutir e avaliar a viabilidade do reúso de esgotos domésticos em atividades agrícolas e definir o método de desinfecção mais adequado para o enquadramento dos despejos líquidos segundo as normas e legislação vigentes.

CAPÍTULO III

REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 ÁGUA NO MEIO AMBIENTE

A urgência da conscientização do uso sustentável da água se justifica no fato deste bem natural ser finito e distribuído de forma desigual pelo planeta. Apesar de cobrir cerca de três quartos da superfície da Terra, apenas cerca de 2% da água é doce. Desses 2%, apenas 0,6% estão na forma de rios, lagos e córregos e 0,04% se encontram na atmosfera e biosfera auxiliando no ciclo hidrológico. Todo o restante está na forma de geleiras e águas subterrâneas, não sendo facilmente disponíveis para o consumo humano, como pode ser observado na tabela 3.1 (JAQUES, 2005).

Tabela 3.1. Disponibilidade de água no planeta.

Localização	Volume (m ³)	Água Total (%)	Água Doce (%)
Oceanos	1350 x 10 ¹⁵	97,57	-
Geleiras	25,00 x 10 ¹⁵	1,806	74,37
Águas Subterrâneas	8,400 x 10 ¹⁵	0,607	24,99
Rios e lagos	0,200 x 10 ¹⁵	0,014	0,600
Biosfera e Atmosfera	0,014 x 10 ¹⁵	0,0009	0,040

Fonte: Adaptado de JAQUES (2005)

Sendo conhecido o fato que água não é tão abundantemente disponível para uso antrópico como se pensava, deve-se ressaltar os meios como este recurso circula pelo globo. Os ciclos artificiais representam a ação do homem no ciclo da água, já o ciclo hidrológico é a forma natural como os recursos hídricos se movimentam pelo planeta (VON SPERLING, 2005).

Quanto ao ciclo hidrológico, este fenômeno é possível devido à energia solar que, agindo em conjunto com a gravidade e o movimento rotacional do globo, gera as etapas que constituem esse ciclo: precipitação, escoamento superficial, infiltração e evapotranspiração (TUCCI, 2000). Na figura 3.1 está representado o ciclo natural da água.



Figura 3.1. Etapas do ciclo hidrológico

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2005)

A precipitação corresponde a todo tipo de água que atinge a superfície da Terra, seja como chuva, neve, granizo etc. É formada através da ascensão do ar úmido que, ao encontrar o ar mais frio, alcança o ponto de saturação e condensa. As gotículas formadas vão se chocando ou condensando sobre gotículas menores através dos fenômenos de coalescência e aderência, respectivamente, até que estejam grandes o suficiente para precipitar (VON SPERLING, 2005).

Após chegar a superfície, a água pode escoar ou se infiltrar no solo. Quando há o escoamento superficial formam-se lagos, córregos e rios, que tendem desaguar em mares e oceanos. Também pode ocorrer a erosão hídrica do solo devido ao arraste da água das chuvas (CHOW et al., 1988). Com a infiltração, é possível a penetração da água precipitada no solo, alimentando as águas subterrâneas. Além disso, é comprovado o efeito direto no balanço da zona de raízes e no quanto de água será escoada superficialmente acarretando aumento ou queda no processo de erosão (SOBRINHO et al., 2003).

Para ocorrer o fechamento do ciclo natural da água, esta deve retornar ao meio atmosférico, através da evapotranspiração, mudando do estado líquido para o gasoso. Esse processo é realizado através da ação simultânea de dois mecanismos, a transpiração das gotículas de água presentes nas folhas de plantas e da evaporação da água presente na superfície de mares, lagos e oceanos (MENDONÇA et al., 2003).

3.2 EFLUENTE

O ciclo hidrológico é alterado pelo homem através do uso de processos para captação, armazenamento e distribuição dos recursos hídricos, formando o chamado ciclo artificial. Como resultado deste processo, a água sofre transformações ao ser utilizada e origina os despejos líquidos (FUNASA, 2007). Tais efluentes são classificados de acordo com o setor de origem, pois cada um atribui características físicas, químicas e biológicas específicas.

3.2.1 EFLUENTE SANITÁRIO

Os esgotos oriundos das atividades domésticas são majoritariamente compostos por água, cerca de 99,9%. A porcentagem restante é formada por matéria orgânica e inorgânica, tanto suspensa como dissolvida, além de microorganismos que podem ser patogênicos ou não (VON SPERLING, 2005). Tais elementos geralmente são de difícil remoção e podem ser prejudiciais à saúde humana e ao ecossistema. Dessa forma, é justificado o número de etapas para o tratamento de efluentes sanitários.

Vale ressaltar que, o tipo de dejetos e microorganismos encontrados nos despejos sanitários variam conforme o tipo de uso a que a água foi submetida, além de fatores como clima, localização, hábitos da população, situação social e econômica. De forma geral, encontram-se na composição dos esgotos de origem urbana: detergente, sabão, água de lavagem, dejetos humanos e animais (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

Para determinar quais técnicas serão utilizadas em cada etapa do tratamento é necessário determinar o potencial poluidor do efluente. Para tal análise, a qualidade dos esgotos domésticos é medida por parâmetros indiretos (VON SPERLING, 2005).

3.2.1.1 CLASSIFICAÇÃO DOS SÓLIDOS

Os sólidos presentes nos efluentes sanitários são divididos em duas categorias: em filtráveis e não filtráveis. Quanto à divisão através das características químicas ocorre a separação em sólidos voláteis (volatizam a 550°C e representam a fração orgânica) ou não voláteis, representando a fração inorgânica (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

3.2.1.2 DEMANDA BIOQUÍMICA E QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO E DQO)

A matéria orgânica presente naturalmente nos cursos d'água sofre reações de oxidação químicas e bioquímicas, que consomem o oxigênio dissolvido. Caso o efluente descartado no manancial possua excesso desses componentes, ocorrerá a chamada poluição orgânica, caracterizada pela incapacidade do meio aquático em se autodepurar e pela consequente falta de oxigênio e morte dos seres vivos (VALENTE et al., 1997).

Para estimar o potencial poluidor dos esgotos, em relação ao excesso de substâncias orgânicas, são utilizados os indicadores DBO e DQO que determinam o consumo de oxigênio através da decomposição da matéria orgânica, estimando assim a concentração da mesma (OLIVEIRA, 2014).

A DBO é obtida pela análise da concentração de oxigênio dissolvido em uma amostra no momento da coleta e outra após cinco dias. Através da diferença na concentração de oxigênio dissolvido, é estimada a quantidade de elementos orgânicos biodegradáveis oxidados pelos microorganismos presentes no efluente (JAQUES, 2005).

Já a DQO é utilizada para mensurar a quantidade de oxigênio consumido pela oxidação dos componentes orgânicos, biodegradáveis ou não, em meio ácido e em condições energéticas oriundas do uso de um agente oxidante forte como o dicromato (JAQUES, 2005).

Vale ressaltar que altos valores destes indicadores evidenciam excesso de material orgânico e, consequente alto potencial poluidor do efluente sanitário. Este fato justifica a necessidade de tratamentos eficientes que, ao final, ocasionem a redução dos valores destes parâmetros (OLIVEIRA, 2014).

3.2.1.3 NITROGÊNIO E FÓSFORO

Em excesso, a presença de nitrogênio e fósforo é indesejada. Estes elementos possuem uma alta capacidade poluidora quando em meio aquático, favorecendo a eutrofização dos corpos d'água, dentre outras problemáticas (BATISTA et al., 2012). A redução da concentração de fósforo nos despejos domésticos ocorre geralmente pela remoção biológica por lodo ativado, onde as bactérias heterotróficas incorporam o fósforo ao seu metabolismo (HENRIQUE et al., 2010). Na tabela 3.2 são apresentadas as formas dos compostos de nitrogênio que podem causar riscos a saúde humana.

Tabela 3.2. Formas do nitrogênio nos efluentes sanitários.

Composto	Riscos a saúde humana
Amônia (NH ₃)	Ajuda na formação de cloroaminas durante o processo de desinfecção por cloro. Tais compostos apresentam toxicidade e um risco a saúde humana.
Nitrato (NO ₃ ⁻)	O consumo de águas contaminadas com nitratos está associado à doença metahemoglobinemia em crianças pequenas e a possível formação de nitrosaminas e nitrosamidas cancerígenas.
Nitrito (NO ₂ ⁻)	Possui um efeito tóxico mais acentuado levando a formação de metahemoglobinemia independente da faixa etária.

Fonte: Adaptado de ALABURDA & NISHIGARA, 1998.

A determinação do estágio de oxidação do nitrogênio é um indicador do grau de poluição dos recursos hídricos. Quanto maior a concentração de nitrogênio dissolvido, ou amônia, mais recente está à poluição já que a conversão a nitritos e nitratos ainda não foi significativa (FUNASA, 2007).

3.2.1.4 INDICADORES DE CONTAMINAÇÃO FECAL

Os microorganismos presentes nos efluentes sanitários auxiliam na decomposição da matéria orgânica, porém há uma porcentagem que é patogênica e apresenta risco à saúde humana. Tais seres são geralmente oriundos dos dejetos humanos e apresentam reduzida concentração nos despejos domésticos (VON SPERLING, 2005).

Dessa forma, os bioindicadores de contaminação fecal mais utilizados são as bactérias do grupo coliforme, organismos facilmente detectados através de análises rápidas e de custo reduzido. Além disso, existem em grande quantidade na fauna intestinal e, por esta razão, a presença de tais bactérias indica a contaminação microbiológica do meio aquático por patógenos (CORTÉS-LARA, 2003).

3.3 REÚSO

O conhecimento do potencial poluidor do esgoto doméstico influenciou no desenvolvimento de técnicas de tratamento mais precisas e eficientes, acarretando numa maior qualidade dos efluentes tratados. Dessa forma, a reutilização dos despejos sanitários, para fins menos nobres que o consumo humano, se tornou viável (LEITE, 2003).

Para setores como o agrícola e industrial, a prática do reúso se torna uma otimização do processo, considerando a redução dos volumes de água e dos custos operacionais (FREITAS, 2002).

Apesar de o fator econômico ser muito favorável, o reúso também possui vantagens ambientais, como a diminuição dos despejos sanitários e químicos em corpos d'água receptores, acarretando melhoria na qualidade dos recursos hídricos. Há uma menor demanda dos mananciais e conseqüente alívio das fontes de água potável. Assim, a reutilização de efluentes se mostra uma prática sustentável, principalmente em vista da recente crise hídrica e da busca por alternativas sustentáveis que auxiliem na redução da escassez deste bem natural no mundo (VON SPERLING, 2005).

Em diversos locais do planeta, principalmente em países desenvolvidos como Israel (FRIEDLER, 2001) e Estados Unidos (BARBOSA, 2012), o reúso já é uma realidade. Já países em desenvolvimento, como o Brasil, é um assunto ainda tratado com certa reserva, sendo usado mais como medida para solucionar problemas de custo operacional ou licenciamento ambiental (LEITE, 2003).

Independente do local onde é realizado, o reúso tem sido classificado de acordo com a intenção e forma com que é praticado, além do grau de potabilidade que o efluente atinge após tratamento.

A intenção com que os esgotos são reutilizados permite a caracterização de tal atividade em planejada ou não planejada. O primeiro caso normalmente envolve um sistema de tratamento que enquadre o efluente nos níveis de qualidade requeridos pelo novo uso. Já o segundo caso é considerado um subproduto não intencional dos despejos líquidos (LAVRADOR & FILHO, 1987).

Segundo Brega Filho & Mancuso (2002), a forma com que o reúso é praticado também é um parâmetro classificatório. Quando a água utilizada é despejada no corpo d'água receptor, sem tratamento prévio, e captada de forma diluída à jusante para posterior uso, há a chamada reutilização indireta (WHO, 1973). Já quando o uso de efluentes tratados é destinado, de forma planejada, para abastecimento industrial, agrícola, dentre outros, há o chamado reúso direto (WHO, 1973).

Vale ressaltar que as definições previamente citadas são concomitantes. O reúso indireto, por exemplo, também pode ser considerado não planejado. A figura 3.2 ilustra as possíveis correlações.

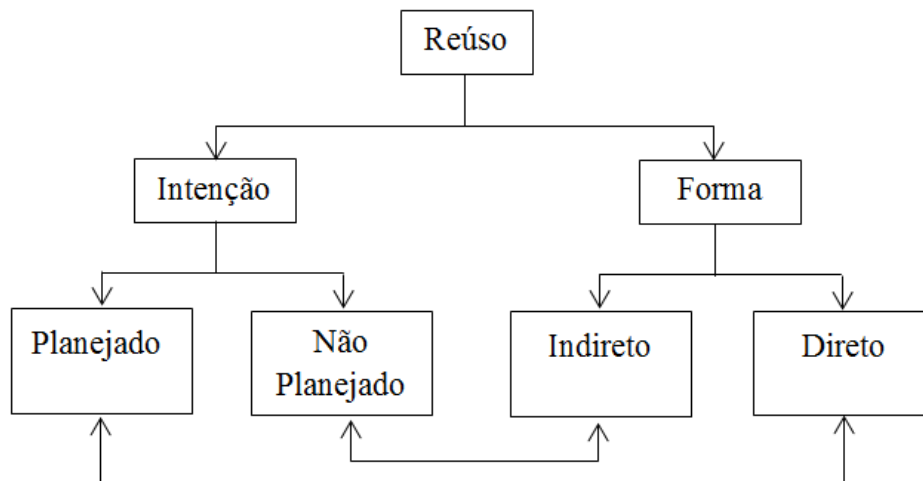


Figura 3.2. Possibilidades de reúso

Fonte: Adaptado de Brega Filho & Mancuso (2002); Lavrador Filho (1987)

Além das definições previamente citadas, o grau de potabilidade do efluente permite a definição da reutilização dos despejos líquidos em potável e não potável, sendo o potável subdividido em direto e indireto (MORELLI apud ABES, 1992).

No reúso potável direto, através de técnicas de desinfecção avançadas, o efluente tratado é encaminhado para uma estação de tratamento de água e destinado ao abastecimento de água potável (BERNARDI apud WESTERHOFF, 2003). Vale ressaltar que tal processo apresenta grande risco e não é recomendado, pois exige técnicas de desinfecção com elevados custos e altos níveis de qualidade que, muitas vezes, não são atingidos. Dessa forma, não é garantida a total eliminação de organismos patogênicos dentre outras impurezas tóxicas a saúde humana, corroborando para a atual inviabilidade desta prática (BRAGA et al., 2006).

Quanto ao reúso potável indireto, o efluente após tratamento adequado segundo os padrões de qualidade aceitos para descarte, é despejado nos corpos d'água receptores e posteriormente captado para abastecimento de água potável (BERNARDI apud WESTERHOFF, 2003).

Sendo uma atividade que não exige tratamento de alta qualidade, o reúso não potável é economicamente favorável e amplamente praticado. Nesta prática, o efluente tratado pode ser reutilizado em situações onde a potabilidade da água não é exigida como processos industriais, dessedentação de animais, irrigação agrícola etc. (MORELLI, 2005).

3.4 REÚSO NA AGRICULTURA

O reúso de despejos líquidos nas atividades agrícolas tem se mostrado uma alternativa viável para redução da demanda de água doce. Considerando a atual crise hídrica, que tende a se agravar nos próximos anos, é necessário que os recursos hídricos sejam geridos de forma sustentável (LEITE, 2003).

Segundo o relatório “Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil” apresentado pela Agência Nacional das Águas - ANA (2014), a irrigação agrícola foi responsável pelo maior consumo de água doce no Brasil em 2010, cerca de 72%, enquanto o abastecimento doméstico demandou apenas 10%. Tamanho volume de água potável não deveria ser destinada ao setor agrícola, já que o mesmo não exige recursos naturais com alto grau de potabilidade para realizar suas atividades.

Dessa forma, o reaproveitamento de efluentes sanitários para suprir as necessidades agrícolas tem se mostrado uma opção para diminuição do consumo de água potável e, em muitas partes do mundo, já é considerada uma prática sustentável (TONON, 2007).

3.4.1 PANORAMA MUNDIAL DO REÚSO NA AGRICULTURA

Israel tem se apresentado como uma referência mundial no reúso. Neste país, todo volume de efluente produzido é enviado para tratamento e, especialmente no caso dos efluentes sanitários, cerca de 65% é destinado à irrigação agrícola (FRIEDLER, 2001). Quanto às legislações e normas nacionais para a reutilização, tanto direta quanto indireta, estas são estabelecidas de forma a garantir a sustentabilidade e segurança, tanto do meio ambiente, quanto da saúde da população (BERTOCINI, 2008).

Nos Estados Unidos o reúso é praticado desde o início do século XX, sendo a primeira legislação para tal atividade elaborada em 1918. Atualmente, a Califórnia tem se mostrado uma referência na reutilização planejada de efluentes sanitários para irrigação agrícola, sendo as normas estabelecidas neste estado adotadas ao redor do mundo. Os parâmetros de qualidade são baseados na potabilidade do despejo líquido tratado. No caso da irrigação irrestrita (produtos consumidos crus) é necessário que o esgoto doméstico passe pela etapa de desinfecção, enquanto a irrigação restrita exige apenas o tratamento convencional (BARBOSA, 2012).

Na Oceania, a Austrália sofre com a escassez de água devido ao clima extremamente seco e a alta demanda urbana, razão pela qual o reúso de efluentes tratados é amplamente praticado. Neste país, a Environmental Protection Agency (EPA) é responsável pela criação de normas para a reutilização agrícola. Segundo o “Guidelines for Environmental Management” publicado em 2003, os efluentes destinados à irrigação de culturas consumidas cruas devem obrigatoriamente passar pela etapa de desinfecção, já outros cultivos e pastagens em geral admitem despejos com níveis de qualidade compatíveis ao tratamento secundário, porém com redução de patógenos.

Na Europa o reúso planejado já é uma realidade em diversos países, apesar de o preconceito acerca da qualidade de efluentes utilizados ainda ser um obstáculo apresentado tanto pela população quanto por diversos órgãos públicos. A França, por exemplo, pratica a reutilização dos recursos hídricos desde o século XIX. Os parâmetros de qualidade adotados por este país, no que tange a irrigação agrícola, são baseados na recomendação da OMS possuindo, porém padrões microbiológicos mais exigentes (BARBOSA, 2012). Portugal também segue a recomendação da OMS, com a ressalva de só praticar o reúso na irrigação restrita, adotando somente despejos urbanos que passaram pela etapa terciária do tratamento (MONTE & ALBUQUERQUE, 2010).

Vale ressaltar que, mesmo países considerados em desenvolvimento, como o México e Argentina, já praticam o reúso agrícola. Na capital do México, por exemplo, uma parcela das águas residuárias é combinada as pluviais para então, ser destinada a irrigação das plantações nos arredores da cidade. Porém, não há tratamento a estes efluentes, o que representa um risco para o cultivo e a saúde humana dos trabalhadores agrícolas e consumidores (BERTOCINI, 2008).

3.4.2 ASPECTOS RELEVANTES DO REÚSO NA AGRICULTURA

Nos últimos anos tem se tornado evidente o aumento no número de países adeptos a reutilização de efluentes sanitários na agricultura, tal fato pode ser justificado pelas vantagens que a prática do reúso possui. Esgotos domésticos possuem nutrientes que, através da irrigação, são incorporados pelas plantas e contribuem para aumento no rendimento da produção, muitas vezes superior à combinação de água potável e fertilizante artificial (MURRAY & RAY, 2010).

Assim, o reúso diminui a necessidade de fertilizantes e, conseqüentemente, o custo da produção agrícola, também são favorecidos o ecossistema e a saúde dos trabalhadores do cultivo. Tais benefícios são possíveis através da redução de componentes artificiais lixiviados para o lençol freático, além da menor exposição direta do trabalhador aos fertilizantes, geralmente tóxicos e prejudiciais a saúde humana (MURRAY & RAY, 2010).

Apesar das vantagens apresentadas para o reúso agrícola, algumas características dos despejos sanitários destinados a esta prática devem ser controladas para que não ocorra queda na produção. Os principais parâmetros que necessitam análise estão apresentados na tabela 3.3, juntamente com o fenômeno ocasionado pelo descontrole dos mesmos.

Tabela 3.3. Principais parâmetros dos efluentes sanitários destinados à irrigação agrícola que devem ser controlados.

Parâmetros	Fenômenos
Concentração de macronutrientes como fósforo e nitrogênio	Poluição de águas subterrâneas, além da possível eutrofização de corpos d'água superficiais atingidos
Concentração de micronutrientes como Cu, Fe, Mn, Al, B, Mo e Zn	Acúmulo no sistema solo-planta podendo ainda ser tóxicos ao cultivo
Concentração de íons Na^+ , Ca^{+2} , HCO_3^- , Mg^{+2} , Cl^- e B^{+3}	Salinidade e Sodicidade
Concentração de sólidos dissolvidos totais	Obstrução dos equipamentos de irrigação
Concentrações de microorganismos patogênicos	Transmissão de doenças aos trabalhadores agrícolas e consumidores

Fonte: Adaptado de Monte & Albuquerque, 2010.

Certos macronutrientes, como nitrogênio e fósforo, são essenciais para o crescimento das plantas, sendo absorvidos pelas raízes das mesmas. Entretanto, quando em elevada quantidade, estes elementos não são completamente incorporados pela planta e podem ser lixiviados para águas subterrâneas ao cultivo, contaminando-as. Caso alcancem rios e lagos, podem causar poluição por eutrofização (SANTOS, 2004).

Particularmente o nitrogênio, ao entrar em contato com a matéria orgânica do solo, sofre nitrificação gerando o íon nitrato (NO_3^-). Além de conter potencial para contaminação dos lençóis freáticos, o nitrato representa risco à saúde humana, sendo conhecida a relação entre altos níveis deste íon com doenças hemolíticas, como a metemoglobinemia (PROSAB, 2009).

Em relação aos micronutrientes, como compostos de Cu, Fe, Mn, Al, B, Mo e Zn, estes são requeridos para garantir a nutrição adequada do cultivo (MONTE & ALBUQUERQUE, 2010). A principal problemática relacionada ao aumento da concentração destes elementos é a toxicidade à planta, podendo ocasionar alteração em funções metabólicas das plantas, como a capacidade de fotossíntese, culminando a morte das mesmas (BERTON et al., 2006).

Dessa forma, recomenda-se o uso de técnicas eficientes nos efluentes sanitários para reduzir os níveis de macro e micronutrientes, como os processos biológicos adotados no tratamento convencional de efluentes (BENTO et al., 2005; AGRA, 2009)

Assim como os nutrientes, sais dissolvidos geralmente estão presentes nos despejos sanitários. Quando em altas concentrações, estes compostos tendem a se acumular na superfície do solo, causando a salinização. Neste processo, o equilíbrio osmótico do cultivo é afetado e há redução na produtividade das plantações (SANTOS, 2004).

Especificamente no caso do íon sódio, o excesso acarreta efeitos negativos à produção agrícola. A chamada sodicidade pode causar degradação na estrutura do solo e queda na capacidade de aeração e infiltração da água. Dessa forma, o crescimento das plantas é afetado e, em casos extremos, pode ocorrer à morte do plantio (FREIRE et al., 2003).

Dentre as opções que contornam a problemática dos sais em excesso, as usualmente adotadas são: destinar o reúso agrícola para culturas que sejam mais resistentes a salinidade e realizar periodicamente a lixiviação e drenagem do solo, técnicas capazes de remover o excesso destas substâncias (BERNARDO, 1997).

Sólidos dissolvidos também são comumente encontrados em esgotos de origem doméstica. Quando não removidos de forma adequada, obstruem os equipamentos de irrigação, aumentando os custos e a frequência da manutenção. Para evitar altas quantidades de material particulado nos efluentes destinados as práticas agrícolas, é suficiente o uso de um tratamento convencional eficiente (MONTE & ALBUQUERQUE, 2010).

Ainda como desvantagem, é alta a incidência de microorganismos patogênicos em despejos sanitários que, se não removidos de forma adequada, representam risco a saúde dos trabalhadores agrícolas e consumidores (METCALF & EDDY, 2003). Como formas de transmissão ou exposição dos seres humanos aos patógenos presentes nos esgotos domésticos têm-se (GONZÁLEZ & RUBALCABA, 2011).

- Contacto direto dos trabalhadores agrícolas com o efluente antes, durante ou após a irrigação.
- Inalação do efluente, no caso de irrigação por jateamento.
- Consumo de culturas irrigadas com efluentes não tratados de forma adequada.

Como consequência das restrições expostas, para que a utilização de esgotos sanitários em atividades agrícolas seja possível, se faz necessário um controle físico-químico, assim como a eliminação dos microrganismos patogênicos presentes na corrente.

3.4.3 LEGISLAÇÕES E NORMAS PARA O REÚSO NA AGRICULTURA

A fim de estabelecer os níveis de qualidade necessários para que o reúso de esgotos domésticos na irrigação agrícola seja uma prática segura e sustentável, a OMS lançou em 1989 o “*Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*”.

Estudos sobre o panorama global da ocorrência de doenças de veiculação hídrica, principalmente nos países em desenvolvimento cujo tratamento de esgotos domésticos pode se apresentar ineficiente, levaram à revisão do guia que, em 2006, teve uma nova versão.

Nesta publicação, há maior foco nos riscos epidemiológicos que trabalhadores e consumidores estão expostos, caso entrem em contato com os efluentes utilizados para irrigação ou ingeram culturas irrigadas por despejos líquidos não tratados de forma adequada (WHO, 2006). Na tabela 3.4, estão as principais recomendações da OMS (2006) relativas à qualidade microbiológica para reúso agrícola.

Tabela 3.4. Recomendações da OMS (2006) quanto à qualidade microbiológica de efluentes sanitários tratados para reúso agrícola.

Tipo de irrigação	Cultura	Coliformes Fecais (CF/100 ml)	Helmintos (Ovos/L)
*Irrestrita: Produtos ingeridos crus	Culturas de raízes	$\leq 10^3$	≤ 1
	Cultivos de folha	$\leq 10^4$	≤ 1
	Irrigação por gotejamento, culturas de alto crescimento.	$\leq 10^5$	≤ 1
**Restrita: Produtos não ingeridos crus	Prática agrícola com alto contato entre o trabalhador e efluente a ser reutilizado	$\leq 10^4$	≤ 1
	Prática agrícola mecanizada; baixo contato entre o trabalhador e efluente a ser reutilizado	$\leq 10^5$	≤ 1

* Irrigação Irrestrita: Utiliza efluentes com alto grau de potabilidade para irrigação de toda e qualquer plantação, inclusive as consumidas cruas.

** Irrigação Restrita: Utiliza efluentes com menor grau de potabilidade para irrigação de cultivos não ingeridos de forma crua.

Fonte: Adaptado de WHO (2006)

No Brasil, não há uma legislação destinada à padronização dos níveis de qualidade aceitos para o reúso de esgotos sanitários na agricultura. Em 2005, o CONAMA estabeleceu a resolução nº 357 que, dentre vários tópicos, classificou as águas do território nacional de acordo com níveis de salinidade e usos preponderantes, além de estabelecer parâmetros de qualidade para cada uma das formas de uso. Em relação à prática agrícola, na tabela 3.5 são apresentadas as classes de águas e restrições microbiológicas utilizadas para irrigação.

Tabela 3.5. Classes de águas doces e salobras que são destinadas ao uso agrícola e as respectivas qualidades microbiológicas aceitas (Coliformes Fecais/ 100ml)

Águas Doces (salinidade inferior a 0,5%)			
Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3
-	<u>Irrigação Irrestrita:</u> Hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam consumidas cruas sem remoção de película	<u>Irrigação Restrita:</u> Plantas frutíferas e hortaliças, não sendo consumidas cruas.	<u>Irrigação Restrita:</u> Culturas arbóreas e cerealíferas.
-	200 CF/100ml	1000 CF/100ml	4000 CF/100ml
Águas Salobras (salinidade entre 0,5% e 30%)			
Classe Especial	Classe 1	Classe 2	Classe 3
-	<u>Irrigação Irrestrita:</u> Hortaliças consumidas cruas e frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam consumidas cruas sem remoção de película.	-	-
-	1000 CF/100ml	-	-

Fonte: Adaptado de CONAMA (2005).

Recentemente, o CONAMA alterou parcialmente e complementou a resolução nº 357 através da publicação nº 430 de 2011, com foco nos parâmetros para lançamento de despejos líquidos e normas para gestão dos mesmos. Quanto ao uso de efluentes para irrigação agrícola, a nova resolução posiciona-se da seguinte forma:

Art. 2º - A disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos nesta Resolução, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas.

Como pode ser observado, ainda não existem padrões focados exclusivamente para o uso de efluentes na agricultura. Dessa forma, adotam-se os níveis de qualidade referentes às águas de irrigação estipulados pela CONAMA nº 357/05, como sendo os que efluentes sanitários devem atingir após tratamento.

Adicionalmente, utiliza-se a norma da OMS (2006), pois esta apresenta indicadores específicos para a reutilização agrícola, como a restrição microbiológica referente a ovos de helmintos, comumente adotada em conjunto com a análise de coliformes fecais.

3.5 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

Para ser possível a reutilização de efluentes sanitários em práticas agrícolas, estes devem passar por uma estação de tratamento. Em 2011, a Norma Brasileira – NBR 12.209 determinou os parâmetros de dimensionamento aceitos para os equipamentos e processos necessários para o projeto das estações de tratamento de efluentes (ETE) (OLIVEIRA, 2014). Na tabela 3.6 são apresentadas as principais recomendações da norma para cada etapa do tratamento, juntamente com os principais objetivos.

Tabela 3.6. Recomendações da NBR 12.209 para o tratamento de efluentes domésticos.

Etapa	Objetivo	Recomendações da NBR 12.209
Pré-tratamento	Remoção de sólidos grosseiros, gorduras e areia	Uso de grades de barras e desarenadores
Tratamento primário	Remoção de sólidos suspensos	Uso de tratamento com decantadores primários convencionais ou quimicamente assistidos
Tratamento secundário	Remoção de matéria orgânica	Uso de processos biológicos com biomassa suspensa e biofilme
Tratamento terciário	Remoção de patógenos	Uso de técnicas de desinfecção como cloração, dióxido de cloro, radiação UV e ozonização

Fonte: Adaptado da (ABNT, 2011).

3.5.1 PRÉ-TRATAMENTO

No início do tratamento, após a captação dos despejos urbanos, há a passagem dos mesmos pelo pré-tratamento. Esta fase consiste em um processo físico de remoção de sólidos grosseiros, areia e gorduras. Visto que esgoto sanitário bruto possui material particulado de grande porte (tamanho >1 cm), é necessário que tais elementos sejam removidos para não prejudicarem tratamentos posteriores (OLIVEIRA, 2014).

Para retenção de sólidos maiores, faz-se o uso de grades, que devem ser limpas periodicamente, seja de forma mecanizada ou não (JORDÃO & VOLSCHAN JR., 2009). Já os desarenadores removem a areia através do processo de sedimentação, sendo o gravitacional o mais utilizado em estações de pequeno a médio porte. Neste processo, os grãos de areia se acumulam no fundo do equipamento enquanto a matéria orgânica, geralmente menos densa, segue para a próxima etapa do tratamento (OLIVEIRA, 2014). Na figura 3.3 está esquematizado o conjunto de gradeamento e desarenador.

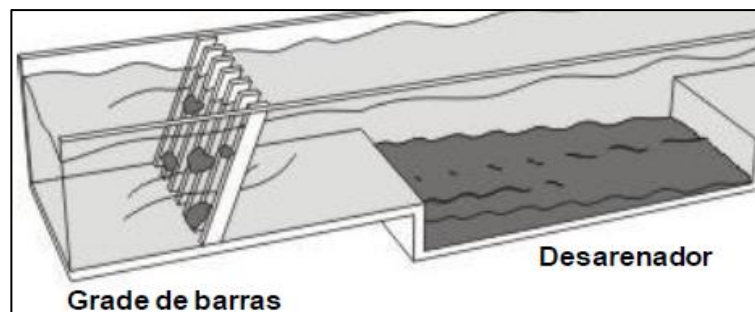


Figura 3.3. Conjunto de grades e desarenador

Fonte: Adaptado de Santos (2012).

Quanto aos sólidos flutuantes, também chamados de gorduras ou espuma, estes se originam do acúmulo de substâncias comumente encontradas em esgotos de origem doméstica, como manteiga e óleos vegetais (DIELLE, 2014). Para remoção destes compostos, utilizam-se caixas de gordura que operam através do processo de flotação natural, já que o material gorduroso possui densidade inferior a da água. Caso seja necessário aumentar a eficiência na emulsão de gorduras, podem-se adicionar produtos químicos coagulantes, como sulfato de alumínio e cloreto férrico (GASPERI, 2012).

Acoplado ao conjunto de equipamentos que compõe o pré-tratamento, usualmente está o medidor de vazão tipo Calha Parshall. O medidor funciona a base do estrangulamento hídrico, pois o despejo líquido passa por uma seção estreita do equipamento antes de sair para uma câmara de maior largura. A variação de nível do esgoto a montante da calha Parshall representa a vazão que deve ser medida e usa-se a base horizontal da calha como nível de referência para altura (COTTA & LIMA, 2012). Na figura 3.4 são apresentadas duas calhas Parshall presentes em ETE's do estado do Rio Grande do Norte.



Figura 3.4. Calhas Parshall presentes em ETE's do estado do Rio Grande do Norte

Fonte: Disponível em < <http://www.seara.rn.gov.br>>

3.5.2 TRATAMENTO PRIMÁRIO

Após a etapa preliminar, o efluente sanitário segue para o tratamento primário que consiste na retirada dos sólidos em suspensão, formados majoritariamente pelo material orgânico suspenso no esgoto. O tratamento inclui o uso de processos físicos aplicados através de decantadores primários convencionais ou quimicamente assistidos (DIELLE, 2014). O primeiro equipamento consiste em um processo de sedimentação simples, esquematizado na figura 3.5.

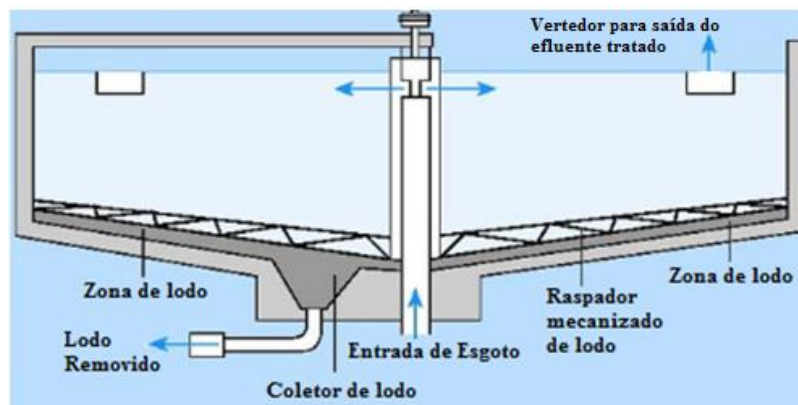


Figura 3.5. Esquema de um decantador primário convencional

Fonte: Autor

Como pode ser observado na figura 3.5, o efluente é inserido no equipamento pela entrada localizada no fundo do mesmo e flui lentamente, possibilitando a precipitação dos sólidos em suspensão, geralmente mais densos que a água. A massa orgânica acumulada na zona de lodo é chamada de lodo primário bruto (DIELLE, 2014) e deve ser removida de forma mecanizada para vazões acima de 250L/s (ABNT, 2011).

Alternativa que apresenta maior eficiência na remoção de sólidos suspensos, em relação ao decantador primário convencional, é o quimicamente assistido. Neste caso, acelera-se a sedimentação do material orgânico através da adição de reagentes químicos coagulantes. Devido a maior precipitação de material particulado, há um aumento na geração de lodo juntamente com resíduo químico, o que torna oneroso este tipo de tratamento (VON SPERLING, 2005).

3.5.3 TRATAMENTO SECUNDÁRIO

Ao sair do tratamento primário, o efluente possui material particulado dissolvido e de sedimentação lenta ainda remanescente. Em sua maioria, os sólidos são de origem orgânica e ocasionam níveis de DBO ainda acima do permitido pela CONAMA nº 357 para águas doces destinadas a irrigação irrestrita (3mg/L O₂). Dessa forma, faz-se necessário o tratamento secundário, com a adição de processos biológicos realizados por microorganismos visando à remoção do excesso de matéria orgânica (OLIVEIRA, 2014).

Segundo a NBR 12.209, o tratamento secundário se propõe a fazer uso de processos biológicos com biofilme e biomassa suspensa. Para o primeiro caso são indicados filtros biológicos percoladores (FBP), reatores biológicos de contato (RBC), biofiltros aerados submersos (BAS) e filtros aerados submersos (FAS), sendo necessário o uso de um decantador secundário para realizar a retirada do material particulado. Já para os processos com biomassa suspensa, são sugeridos os sistemas de lodo ativado e reatores do tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB).

3.5.3.1 PROCESSOS BIOLÓGICOS POR BIOFILME

- **Filtros Biológicos Percoladores (FBP):**

Nestes equipamentos, o fluxo constante de esgoto fornece nutrientes necessários para proliferação dos microorganismos, que crescem aderidos aos poros do meio suporte originando o biofilme. Dessa forma, é possibilitada a degradação da matéria orgânica por oxidações bioquímicas aeróbias e anaeróbias, além da adsorção pela biomassa (AGRA, 2009).

Na figura 3.6 é apresentado um esquema de um FBP, incluindo os aspersores para distribuição do efluente e os canais para drenagem do despejo líquido tratado, localizados no fundo do tanque.

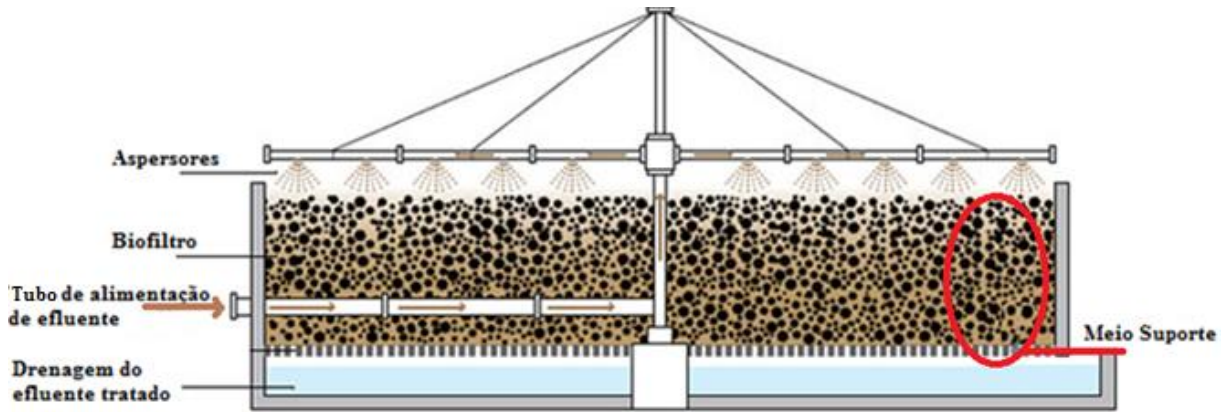


Figura 3.6. Esquema de um filtro biológico percolador (FBP)

Fonte: Adaptado de Azevedo (2014).

Com o escoamento do efluente, são geradas forças cisalhantes que levam ao desprendimento de placas do biofilme, principalmente nas regiões de instabilidade de aderência ao suporte. O material desprendido deve ser encaminhado para os decantadores secundários, enquanto o efluente tratado é drenado através de calhas localizadas no fundo do tanque (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

- **Reatores Biológicos de Contato (RBC):**

Este equipamento é composto por diversos discos espaçados ao longo de um eixo rotatório horizontal, que permanece submerso no despejo líquido a ser tratado. De forma semelhante ao que ocorre nos filtros biológicos percoladores, o esgoto esco pelo reator e favorece o crescimento dos microorganismos e, conseqüentemente, do biofilme (OLIVEIRA, 2010). Com o aumento da biomassa e a rotação do eixo ocorre o desprendimento de placas de biofilme dos discos pelo chamado efeito *sloughing*. Este material é encaminhado juntamente com o efluente ao decantador secundário, a fim de ser removido (JORDÃO & PESSÔA, 2014).

- **Biofiltros Aerados Submersos (BAS) e Filtros Aerados Submersos (FAS):**

Os BAS operam através de processos físicos e biológicos e podem ser definidos como unidades de filtração preenchidas com meio filtrante móvel composto por material granulado de pequena dimensão (entre 2 e 6 mm). Na figura 3.7 é ilustrado o funcionamento de um biofiltro aerado submerso.

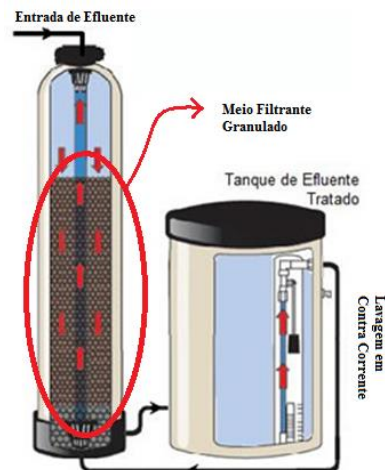


Figura 3.7. Esquema de um biofiltro aerado submerso (BAS)

Fonte: Disponível em < <http://www.naturaltec.com.br>>

Neste equipamento, o fluxo de esgoto pelo meio filtrante granulado promove o processo de retenção do material particulado. Juntamente com a filtração física, o escoamento do efluente fornece nutrientes que auxiliam o crescimento da massa microbiana e formação do biofilme, possibilitando a oxidação da matéria orgânica. Durante a percolação do despejo líquido pode ocorrer à obstrução dos espaços vazios do biofilme. Dessa forma, é realizada uma contra lavagem com ar inserido e o efluente tratado, removendo de forma conjunta a biomassa e os sólidos retidos pela filtração física e dispensando o uso de um decantador secundário (DIELLE, 2014).

Ainda segundo Dielle (2014), os filtros aerados submersos possuem funcionamento similar ao dos BAS, com a diferença de conterem um meio filtrante fixo que não permite a filtração física. Assim, não é realizada a lavagem em contra corrente neste equipamento e é necessária a adoção de um decantador secundário para remoção do material particulado.

3.5.3.1 PROCESSOS BIOLÓGICOS POR BIOMASSA SUSPensa

- **Aeróbios: Sistema de lodos ativados**

Tal método consiste na oxidação bioquímica do material orgânico e eventualmente inorgânico, acarretando redução da concentração destas substâncias no esgoto sanitário. As reações de oxirredução são realizadas pelos microorganismos inerentes ao lodo, que se alimentam do substrato advindo dos despejos líquidos. Dentre os organismos presentes na biomassa estão às bactérias, como grupo majoritário, além de protozoários e fungos (BENTO et al., 2005).

Quanto à forma de funcionamento do sistema de lodos ativados, a mesma está ilustrada na figura 3.8.

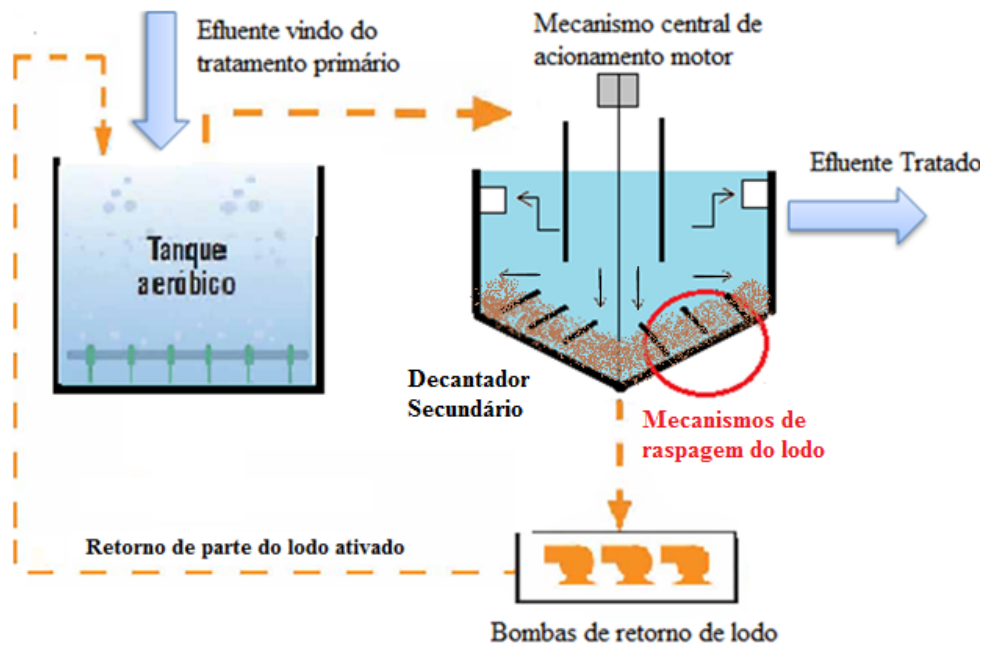


Figura 3.8. Sistema de lodo ativado convencional

Fonte: Autor

Como pode ser observado, o efluente presente no tanque aeróbico entra em contato com o lodo e a biomassa presente, ocorrendo às reações de oxidação bioquímica. Em seguida, o despejo líquido segue para o decantador secundário, onde ocorre a precipitação do lodo ativado (contendo massa microbiana viva). Parte deste material é recirculado ao tanque aeróbico, enquanto o restante é retirado e encaminhado para posterior descarte ou tratamento. Com a depuração do material orgânico, há conseqüente queda na DBO para valores exigidos pela CONAMA 357/05 para águas destinadas a irrigação agrícola (OLIVEIRA, 2014).

- **Anaeróbios: Reatores UASB**

O reator UASB, também conhecido como reator anaeróbico de fluxo ascendente com manta de lodo, opera através de um processo biológico com biomassa suspensa. Neste equipamento, a matéria orgânica é hidrolisada, biodegradada e metabolizada por meio de reações anaeróbicas, resultando na geração de biogás e alimento para a massa microbiana atuante no reator (RODRIGUES et al., 2010). O funcionamento do reator UASB está esquematizado na figura 3.9.

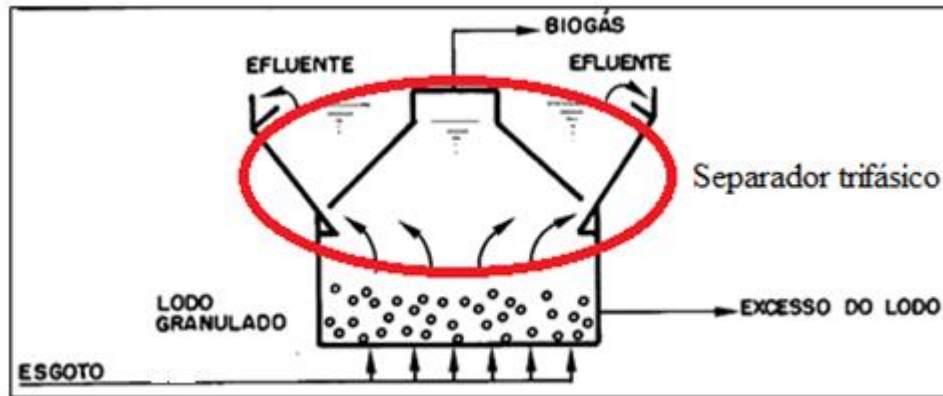


Figura 3.9. Esquema de um reator tipo UASB

Fonte: Adaptado de Souza & Vieira (1986).

O esgoto é inserido pela corrente de fundo do reator, passando pelo manto de lodo e submetido às reações bioquímicas para, em seguida, ser conduzido ao separador trifásico. No separador, o efluente tratado, biogás gerado e partículas remanescentes são separadas (SOUZA & VIEIRA, 1986).

3.5.4 TRATAMENTO TERCIÁRIO

Tonon (2007) sugere que os tratamentos convencionais somente são capazes de realizar a remoção de sólidos e materiais orgânicos mais grosseiros, remanescendo patógenos e uma série de substâncias orgânicas e inorgânicas muitas vezes indesejáveis, como excesso de macro e micronutrientes.

Na tabela 3.7 são apresentadas as porcentagens de remoção de microorganismos patogênicos em efluente sanitário tratado convencionalmente. É analisada a eficiência na inativação microbiológica tanto da etapa primária como secundária do tratamento. Os decantadores convencionais representam a primeira fase, enquanto o sistema de lodos ativados e biofiltros representam à segunda.

Tabela 3.7. Porcentagem de remoção de microorganismos patogênicos.

Patógenos	Decantador Primário	Lodos ativados	Biofiltros
Vírus	0-30	90-99	90-95
Bactérias	50-90	90-99	90-95
Protozoários (cistos)	10-15	50	50-90
Helmintos (ovos)	30-90	50-99	50-95

Fonte: Adaptado de Jordão & Pessôa, 2014

Já a tabela 3.8 possui valores referentes ao esgoto doméstico após tratamento convencional, cuja etapa secundária utiliza o processo de lodos ativados operados em batelada. Os números foram obtidos através de um experimento realizado em escala piloto, com o despejo bruto originado da estação de tratamento de Pinheiros-SP, pertencente à Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP (ALÉM SOBRINHO & SAMUDIO, 2000).

Tabela 3.8. Efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados operados em batelada.

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Tratado	% Remoção
Sólidos dissolvidos totais	142 mg/L	28,1 mg/L	95,0
Fósforo total	2,80 mg/L de P	0,63 mg/L de P	95,5
NH ₄ (para pH ≤ 7,5)	12,5 mg/L de N	2,90 mg/L de N	95,7
Nitrato	-	3,40 mg/L de N	-
Nitrito	0,50 mg/L de N	-	-
pH	-	7,10	-
DBO ₅	128 mg/L de O ₂	10,9 mg/L de O ₂	88,2
OD	-	4,60 mg/L de O ₂	-

Fonte: Adaptado de Além Sobrinho & Samudio, 2000

Como pode ser observado nas tabelas 3.7 e 3.8, o tratamento secundário reduz grande parte do material orgânico presente nos efluentes sanitários, além de algumas substâncias inorgânicas como oxigênio dissolvido e compostos de nitrogênio.

Vale ressaltar que, alguns parâmetros não atingem os níveis exigidos para irrigação agrícola. De acordo com a tabela 3.7, cistos de protozoários e ovos de helmintos podem apresentar porcentagens de remoção de apenas 50%, representando restrição microbiológica que, caso não obedecida coloca em risco a saúde dos trabalhadores agrícolas e consumidores finais. Dessa forma, uma etapa de tratamento terciário se faz necessária para adequação do efluente às normas do reúso agrícola.

Corroborando tal afirmação estão os dados contidos na tabela 3.9, onde são apresentados valores de alguns patógenos presentes num esgoto doméstico tratado convencionalmente e após desinfecção por cloração com hipoclorito de sódio.

Tabela 3.9. Valores de patógenos presentes em esgoto doméstico tratado convencionalmente e após desinfecção por cloração com hipoclorito de sódio

Microorganismo	Espécie	Efluente Tratado	Efluente Desinfetado	Níveis aceitos*	Atende a norma?
Helminto	<i>Taenia spp</i> (ovos/L)	0,12	0,05	≤1	Sim
Helminto	<i>Ascaris spp-Fértil</i> (ovos/L)	1,74	0,35	≤1	Sim
Helminto	<i>Ascaris spp-Infértil</i> (ovos/L)	1,59	0,26	≤1	Sim
Bactéria	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)	18.800	64	200 NMP/100ml	Sim

* Para bactérias usaram-se o nível estabelecido pela CONAMA nº 357 (2005) para águas doces classe 1.

* Para helmintos usaram-se os padrões estabelecidos pela OMS (2006).

Fonte: Adaptado de (Santos, 2010).

De acordo com as informações da tabela, a etapa terciária se provou suficiente para redução microbiológica e adequação do efluente às normas do reúso agrícola (SANTOS, 2010).

3.6 DESINFECÇÃO

3.6.1 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA

A etapa de desinfecção é destinada principalmente a inativação de patógenos, pois a presença destes microrganismos em efluentes pode contaminar os corpos d'água receptores, trazendo riscos à saúde humana e diminuindo a qualidade dos recursos hídricos para posterior reúso, tanto direto quanto indireto (VERMEULEN *et al.*, 2015).

Gray *et al.* (2013) e Jiménez *et al.* (2010) dividiram em quatro grupos os organismos transmissores de doenças que podem ser encontrados em despejos líquidos tratados de forma inadequada: bactérias, vírus, protozoários e helmintos.

- **Bactérias**

São microorganismos unicelulares e procariontes, ou seja, com ausência de núcleo delimitado. Algumas bactérias são autotróficas, sendo capazes de gerar o próprio alimento através de fotossíntese ou quimiossíntese e, em sua maioria, não apresentando risco à saúde humana. Em contrapartida há bactérias heterotróficas, que utilizam matéria orgânica e nutriente oriundos de outros seres vivos para obter energia e crescer. Dessa forma, estas bactérias podem ser parasitas, caso em que originam doenças nos organismos que atuam, representando o alvo da desinfecção (COHN et al., 1999).

No efluente sanitário, as bactérias são organismos encontrados em grande quantidade. Quando patogênicas, são consideradas as maiores causadoras das chamadas doenças gastrointestinais, tendo como exemplo a shigelose ou a disenteria bacilar aguda, que somam 140.165 milhões de casos por ano e 600.000 mortes em crianças abaixo dos cinco anos de idade (WOODALL, 2008).

A figura 3.10 representa uma visão microscópica da bactéria *Shigella* transmissora da shigelose.



Figura 3.10. Visão microscópica da bactéria *Shigella*

Fonte: Disponível em < <https://bioweb.uwlax.edu> >

- **Vírus**

São os únicos organismos acelulares conhecidos pela ciência moderna, sendo caracterizados por uma dependência total de células vivas para a reprodução e pelo metabolismo independente (COHN et al., 1999). Ao contrário das bactérias e protozoários, o material genético do vírus pode consistir de um único ou duplo trançado de formas de DNA ou RNA (SAMADPOUR et al., 2005).

De todos os grupos de agentes patogênicos presentes na água, os vírus representam a principal causa de doenças em humanos. (FRICKER, 2016; JONES, 2009). Como exemplos de doenças associadas a vírus pela ingestão de água contaminada tem-se a gastroenterite aguda e hepatite A (NASCIMENTO, 2011) Na figura 3.11 está representado o rotavírus, causador da gastroenterite aguda.

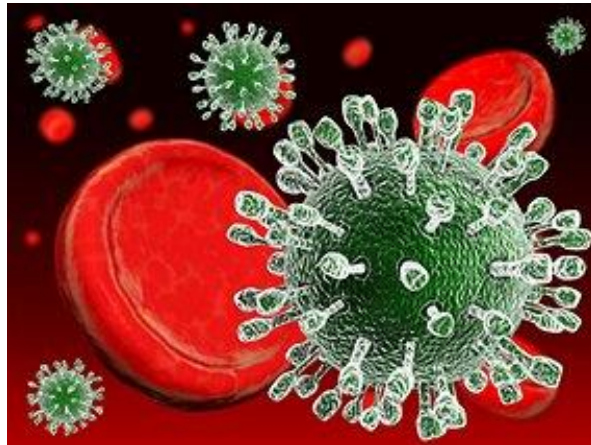


Figura 3.11. Partículas isoladas de rotavírus

Fonte: Disponível em < <http://www.abc.net.au> >

- **Protozoários**

São organismos eucariotas e unicelulares encontrados como cistos (forma inativa) ou trofozoítos (forma ativa). Os protozoários patogênicos vivem de forma parasitária nos organismos que atuam, atacando as células do sangue e tecidos ou se estabelecendo no trato intestinal. A ingestão de água contaminada com estes agentes patogênicos pode transmitir doenças como giardíase, ascaridíase e toxoplasmose (GONÇALVES, 2003).

A *Giardia lamblia*, por exemplo, causa a giardíase e é um dos protozoários mais comuns nos efluentes sanitários. Como muitos patógenos entéricos, é transmitida através da via fecal oral, alastrando-se através da água contaminada com esgotos não desinfetados (ACHESON, 2014).

Na figura 3.12 está representado o protozoário causador da giardíase, *Giardia lamblia*, quando trofozóito e cisto.

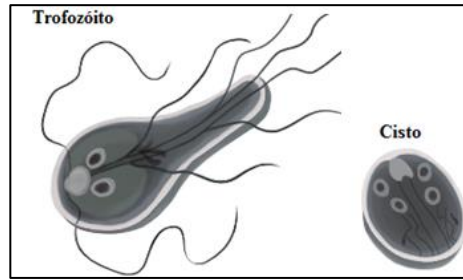


Figura 3.12. Protozoário *Giardia lamblia* quando trofozoíto e cisto

Fonte: Autor

- **Helmintos**

São seres eucariotas e multicelulares, caracterizados pela ação parasitária tanto em seres humanos como em animais. Nos efluentes sanitários, estes seres se encontram na forma de ovos e larvas, ambos resistentes a maioria dos agentes desinfetantes utilizados (GONÇALVES, 2003). Dessa forma, sua remoção em esgotos é normalmente realizada por processos de separação sólido/líquido, como as lagoas de maturação (PEREIRA, 2013).

Dentre as doenças transmitidas pelo contato com água contaminada por estes agentes patogênicos tem-se a ascaridíase, ancilostomíase e esquistossomose (CHERNICHARO, 1999). Na figura 3.13 é apresentada uma imagem da *Ascaris lumbricoides* no trato intestinal, helminto causador da ascaridíase.



Figura 3.13. Helminto *Ascaris lumbricoides* presente no trato intestinal

Fonte: Soga et al. (2014)

Pesquisas realizadas por Pullan et al. (2014) estimam que a *Ascaris lumbricoides* infecta 819 milhões de pessoas no mundo, tornando os helmintos parasitas a nível mundial, não sendo apenas um problema de países em desenvolvimento. Tal fato pode ser justificado pela alta resistência dos ovos de helmintos a maioria das técnicas de desinfecção.

Sendo conhecida a problemática da presença de agentes patogênicos em efluentes tratados destinados a práticas que envolvam contato humano, torna-se necessário determinar a concentração destes microorganismos, geralmente oriundos de detritos humanos e de animais de sangue quente (VON SPERLING, 2005).

Ainda segundo Von Sperling (2005), os patógenos de veiculação hídrica apresentam baixa concentração nos esgotos domésticos, fator que prejudica a isolação para quantificação dos mesmos. Dessa forma, realiza-se uma estimativa do risco microbiológico do esgoto através de bioindicadores de contaminação fecal.

Para ser considerado adequado, um organismos indicador deve satisfazer os seguintes critérios (COHN et al., 1999):

- Estar sempre presente em efluentes com organismos patogênicos, mas ausente em água sem contaminação;
- Estar presente em grande quantidade nas excretas humanas ou animais;
- Deve responder às condições ambientais naturais e aos processos de tratamento de uma forma semelhante à dos agentes patogênicos de interesse;
- Deve ser facilmente detectado por testes laboratoriais simples e de baixo custo em um curto espaço de tempo com resultados precisos;

Geralmente, utilizam-se as bactérias do grupo coliformes totais (CT) como bioindicadores básicos, por serem facilmente detectadas através de análises rápidas e de custo reduzido (COHN et al., 1999). Este grupo é composto por mais de 20 espécies, sendo algumas encontradas no trato intestinal e outras em solos e plantas (SILVA et al., 2009).

Um subgrupo dos coliformes totais são os termotolerantes, ou fecais (CF), formados por gêneros como *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Escherichia*. Entretanto, nem todas as bactérias deste subgrupo são de origem estritamente fecal, o que torna a detecção destes microorganismos não determinante para presença de enteropatógenos (SILVA et al., 2009).

Dessa forma, procuram-se espécies de CF presentes em grande quantidade e exclusivamente nos detritos humanos, a fim de ter sua ubiquidade descartada. Atendendo a estes requisitos está a *Escherichia coli*, sendo a bactéria mais utilizada para análises de contaminação microbiológica. (SCURACCHIO, 2010).

Observa-se que, como esquematizado na figura 3.14, quanto menor o subconjunto de coliformes totais utilizado, mais precisa é a análise quanto à presença de patógenos de veiculação hídrica.

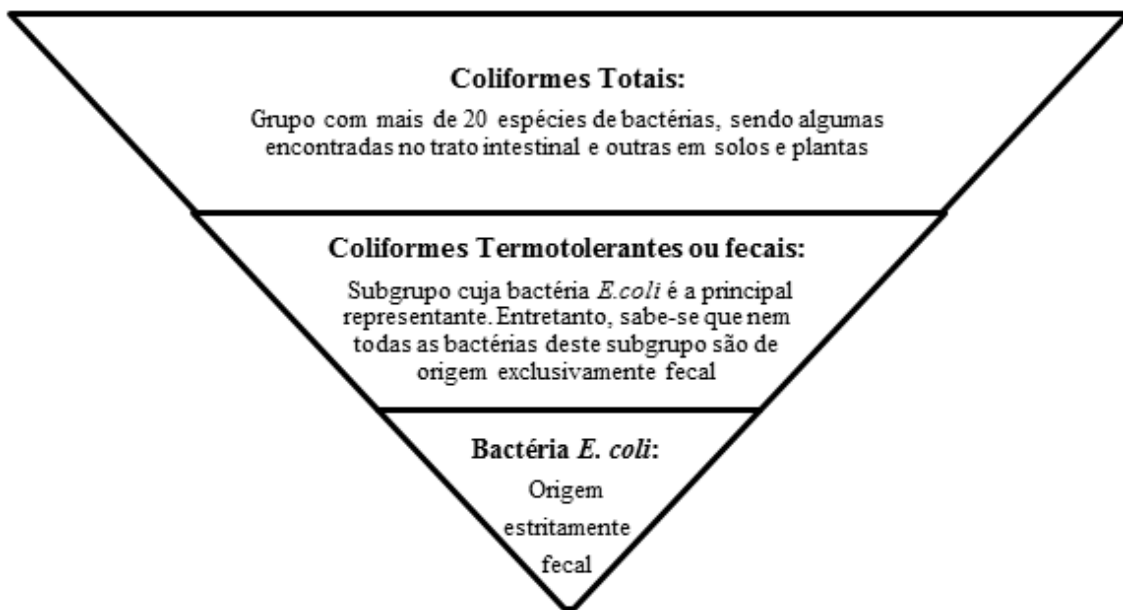


Figura 3.14. Esquema de coliformes utilizados para indicar presença de enteropatógenos

Fonte: Autor

Vale ressaltar que, devido à alta incidência de parasitas gastrointestinais em efluentes tratados convencionalmente, a OMS recomenda a adicional detecção de ovos de helmintos como indicação de contaminação microbiológica. Geralmente utilizam-se ovos de *Ascaris app*, por ser um microorganismo altamente presente nos efluentes sanitários e resistente a diversos métodos de desinfecção (WHO, 2004).

3.6.2 FUNDAMENTOS DA DESINFECÇÃO

A desinfecção de efluentes é geralmente realizada através de processos naturais ou artificiais, com o uso de agentes biológicos, físicos e/ou químicos (TONON, 2007).

Os métodos naturais, como lagoas de maturação, contam com a ação de microorganismos para auxiliar na remoção dos seres indesejados, além da utilização de agentes físicos como a radiação UV proveniente da luz solar (GONÇALVES, 2003). Quanto aos métodos artificiais, os mais comumente utilizados são: cloração, dióxido de cloro, ozonização e radiação UV (TONTON, 2007).

A seleção do método a ser utilizado deve se basear em estudos que englobem (TONTON apud WHITE, 1999).

- Características físico-químicas do esgoto, como temperatura e pH;
- Concentração de organismos patogênicos no efluente;
- Formação de subprodutos indesejáveis e residual, no caso do uso de agentes químicos;
- Segurança ocupacional

Quanto à escolha dos agentes desinfetantes, esta segue o cumprimento dos seguintes parâmetros (METCALF & EDDY, 2015).

- Danificar o crescimento e permeabilidade da célula;
- Alterar a natureza coloidal e inibir a atividade enzimática do protoplasma no interior da célula;
- Gerar modificações no RNA ou DNA dos organismos patogênicos;

De forma geral, a eficácia do tratamento terciário é medida pelo produto entre a concentração residual do agente (em mg/L) e o tempo de contato necessário para inativação dos agentes patogênicos desejados, caracterizado como fator Ct. Assim, quanto maior este indicador e menor a quantidade de microorganismos presentes nos efluentes, mais eficiente será a desinfecção (BASSANI, 2003).

3.7 MÉTODOS DE DESINFECÇÃO

3.7.1 MÉTODOS NATURAIS: LAGOAS DE MATURAÇÃO

São métodos normalmente utilizados para remoção de parte da matéria orgânica, porém modificações na estrutura, como redução da profundidade, possibilitam alta eficiência na remoção de patógenos. O processo não provoca excessiva remoção de nutrientes indispensáveis ao crescimento do cultivo, como nitrogênio e fósforo. Dessa forma, esta técnica pode ser recomendada para desinfecção de efluentes sanitários destinados a reutilização agrícola (PROSAB, 2009).

- **Funcionamento e aplicação do método**

As lagoas de maturação consistem basicamente em grandes áreas superficiais, porém de pequeno volume, com profundidade em torno de 1m (FONSECA, 2005). Na figura 3.15 estão esquematizadas lagoas de maturação em série.

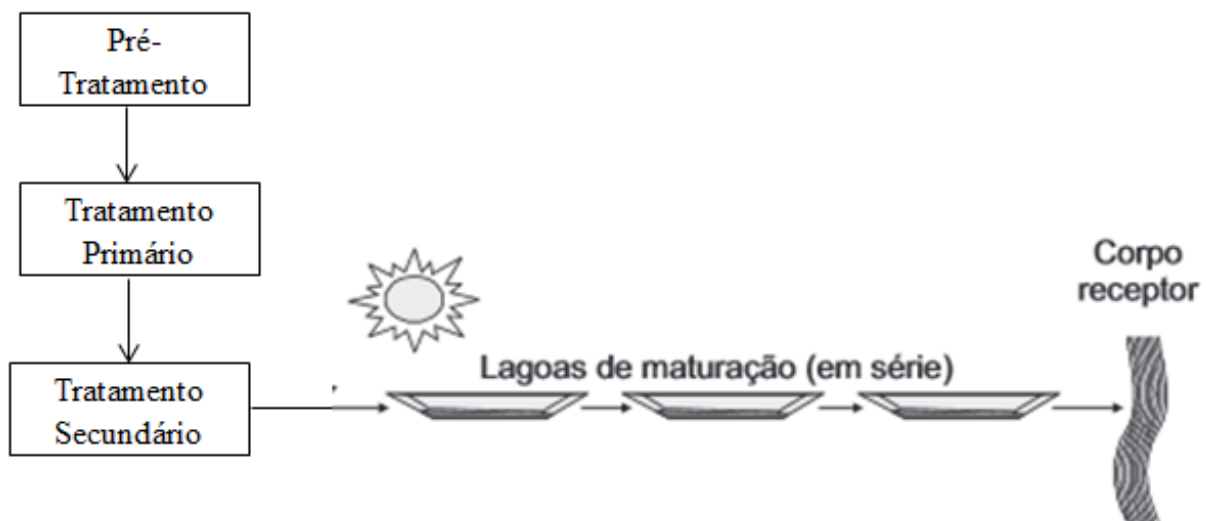


Figura 3.15. Fluxograma de sistema de lagoas de maturação em série

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2003)

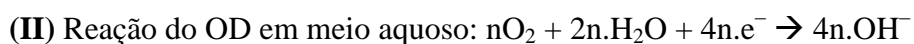
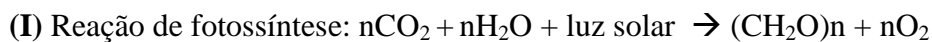
Ao adentrar o equipamento, o despejo líquido é mantido por um longo tempo de contato, sendo o mínimo de 2 a 3 dias. Durante este período, a exposição à luz solar garante a radiação UV necessária para inativação dos patógenos (FONSECA, 2005). A necessidade de maiores espaços e tempos de detenção, em relação aos métodos artificiais de desinfecção, representam as principais desvantagens deste processo natural.

Observa-se, porém que os agentes desinfetantes deste método não exigem constante interferência do homem, apenas grandes espaços com exposição contínua ao sol. Por exigir pouca mão de obra para implantação e manutenção, é um recurso de baixo custo, muito aceito nas estações de tratamento brasileiras (GONÇALVES, 2003).

No Brasil, as lagoas de maturação são utilizadas em regiões como Nordeste, cujo clima predominantemente tropical proporciona grandes períodos de exposição solar, fornecendo constante radiação UV (SCHWARZBOLD & SOLDATELLI, 2010). No Ceará, desde a década de 70 esta tecnologia é utilizada, sendo aplicada em cerca de 20 estações de tratamento de esgoto em Fortaleza (BRANDÃO et al. apud SILVA & SILVA, 1999).

- **Inativação de patógenos**

Vale ressaltar que, além da radiação UV, organismos presentes nos efluentes atuam como agentes biológicos de desinfecção, sendo os mais comumente encontrados as bactérias e algas. Ambas as espécies, através dos processos de respiração e fotossíntese, realizam o balanço do oxigênio dissolvido (OD) e ocasionam alterações do pH no meio líquido. Geralmente, a concentração de algas é maior que a de bactérias autotróficas, logo as reações de fotossíntese são mais pronunciadas e há uma maior concentração de oxigênio dissolvido que, em meio aquoso, acarreta um pH mais básico (PROSAB, 2009):



O aumento no pH, influencia na inativação de bactérias, pois favorece a ionização da membrana celular e posterior ataque aos componentes essenciais das células bacterianas. Vale ressaltar que, a combinação de pH básico combinado com elevadas concentrações de OD tem efeito ainda mais eficiente na eliminação de bactérias e vírus. Tal fato ocorre pelo excesso de oxigênio que acelera as reações de fotossíntese, gerando íons reativos, que danificam o DNA destes microorganismos (TORRES, 2011).

Dessa forma, estima-se que a eficiência na remoção de bactérias e vírus neste processo seja em torno de 99,9%. Quanto a ovos de helmintos e cistos de protozoários, estes tendem a decantar e se depositar junto ao material orgânico no fundo da lagoa de maturação e são removidos junto com o lodo formado (GONÇALVES, 2003).

Estudos foram realizados com o intuito de comprovar a viabilidade de lagoas de maturação para o tratamento de efluentes sanitários visando à irrigação agrícola. Brandão et al. (2002), analisou a composição de esgotos tratados em cerca de 16 estações de tratamento no Ceará, focando nos aspectos microbiológicos. Na tabela 3.10 e 3.11 são apresentados os valores encontrados em algumas destas estações.

Tabela 3.10. Potencial de uso de efluentes de lagoas de maturação, em irrigação, em termos de coliformes fecais no efluente final.

ETE	Nº de lagoas	Irrigação	Coliformes Fecais/100 ml	Risco microbiológico*
São Cristovão	2	Irrestrita	2,70 x 10	Baixo
Parque Fluminense	1	Restrita	9,90 x 10 ³	Baixo
Distrito Industrial	3	Irrestrita	2,00 x 10 ⁰	Baixo
Tupã-Mirim	2	Irrestrita	1,0 x 10 ³	Baixo

*Parâmetros aceitos segundo a CONAMA (2005):

Para irrigação irrestrita: produtos consumidos crus (CF/100 ml ≤ 200)

Para irrigação restrita: produtos não consumidos crus (CF/100 ml ≤ 1000)

Fonte: Adaptado de Brandão et al. (2002)

Tabela 3.11. Potencial de uso de efluentes de lagoas de maturação, em irrigação, em termos de ovos de helmintos no efluente final.

ETE	Nº de lagoas	Irrigação	Nº ovos de Helmintos/L	Risco microbiológico*
Parque Fluminense	1	Restrita	0	Baixo
Conjunto Renascer	2	Irrestrita	0	Baixo

*Parâmetros aceitos segundo a OMS (2006) para qualquer tipo de irrigação: Nº ovos Helmintos/L ≤ 1

Fonte: Adaptado de Brandão et al. (2002)

Como pode ser observado nas tabelas 3.10 e 3.11, as lagoas de maturação são extremamente eficazes na remoção de bactérias do grupo coliformes e ovos de helmintos. Em todas as ETE's analisadas, foram apresentadas concentrações de patógenos dentro dos valores exigidos pela CONAMA nº357 (2005) e OMS (2006) no que tange a irrigação agrícola.

3.7.2 MÉTODOS ARTIFICIAIS: CLORAÇÃO

Durante muito tempo o cloro teve seu valor desinfetante negligenciado, sendo apenas reconhecido no século XIX quando passou a ser usado no tratamento de águas e esgotos (NUVOLARI et al., 2011). Atualmente, o cloro e seus compostos são os agentes químicos mais usados nos processos de desinfecção por todo o mundo. No Brasil, por exemplo, este é o processo de desinfecção mais aderido, devido a sua viabilidade econômica e difusão tecnológica (GONÇALVES, 2003).

A eficiência deste elemento pode ser atribuída a fatores como: comprovada ação desinfetante, forte poder oxidante, baixo custo de obtenção e operação, além da formação de residual, permitindo a análise da concentração de cloro no efluente depois da saída da estação de tratamento (FUNASA, 2014).

Devido ao alto potencial oxidante, o cloro pode ser usado para participar dos processos de oxidação da matéria orgânica e inorgânica presente nos efluentes sanitários (MEYER, 1994), representando uma forma de redução na concentração de nutrientes, muito desejada nos efluentes destinados à irrigação agrícola.

- **Geração de cloro**

Este agente químico pode ser utilizado em sua forma elementar ou como composto, no caso do hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio (NUVOLARI et al., 2011). O cloro gasoso (Cl_2) é esverdeado e tóxico, porém possui grande estabilidade podendo ser armazenado no local de sua utilização desde que certas precauções sejam adotadas.

Dessa forma, visando à redução dos custos operacionais e da área utilizada no processo de desinfecção, este elemento geralmente é produzido em indústrias, e comercializado na forma de cilindros pressurizados (NUVOLARI et al., 2011), como pode ser observado na figura 3.16.



Figura 3.16. Cilindros de cloro armazenados em uma ETE

Fonte: Autor

Normalmente ETE's que utilizam cloro gasoso como agente desinfetante possuem um sistema de exaustão, cuja finalidade é a proteção ambiental e dos trabalhadores no caso de vazamento das tubulações ou cilindros de armazenamento de Cl_2 . Englobando esse sistema estão: detectores de vazamento; exaustores na sala de armazenagem dos cilindros; tanque de armazenagem da solução neutralizadora (geralmente hidróxido de sódio 20%); botoeiras locais para acionamento/parada do sistema de exaustão.

Quanto aos compostos de cloro, estes exigem o uso de elevados volumes para uma desinfecção eficaz e possuem alta instabilidade. Dessa forma, as ETE's vêm investindo na geração *in loco* destes agentes químicos, a fim de reduzir os riscos de transporte e armazenamento, além dos custos de operação, já que não será necessária a utilização de grandes quantidades para garantir a inativação de patógenos (MARTINS et al., 2006).

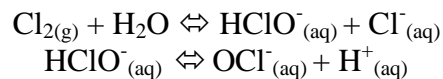
As soluções de hipoclorito de sódio são preparadas com concentrações não superiores a 16%, geralmente através da eletrólise da salmoura. Tal fato ocorre, pois o NaClO possui rápida decomposição em função da concentração, do tempo e temperatura de armazenamento e da exposição à luz. Dessa forma, é indicada a geração *in loco* para evitar a degradação deste composto e possibilitar uma maior eficiência na etapa terciário do tratamento de efluentes (MARTINS et al., 2006).

O hipoclorito de cálcio possui potencial inflamável quando estocado em local com variação de temperatura ou presença de material orgânico oxidável, pois reage violentamente resultando em fogo. Assim, a geração *in loco* ocorre por questões de segurança e é realizada através da neutralização do ácido hipocloroso com pasta de cal. É formada a solução aquosa de hipoclorito de cálcio que, posteriormente tem a água retirada resultando na forma sólida estável utilizada na cloração (NUVOLARI et al., 2011).

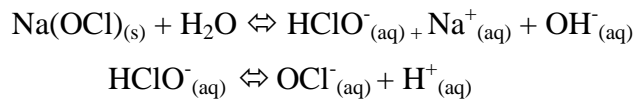
- **Reações químicas do cloro**

Qualquer que seja a forma de cloro administrada na desinfecção, quando adicionada em meio líquido reagirá originando o ácido hipocloroso (HClO^-) que se dissociará no íon hipoclorito (OCl^-). Estes dois íons são chamados de cloro residual livre (OLIVEIRA, 2003), cujas possíveis reações de formação são (GONÇALVES, 2003):

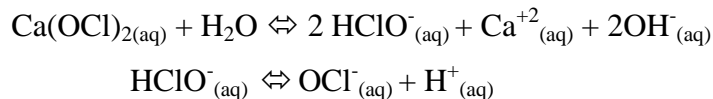
(III) Reação de formação do cloro residual livre a partir do cloro gasoso:



(IV) Reação de formação do cloro residual livre a partir do hipoclorito de sódio:



(V) Reação de formação do cloro residual livre a partir do hipoclorito de cálcio:

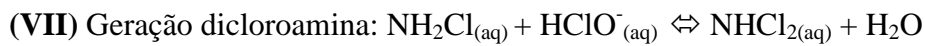
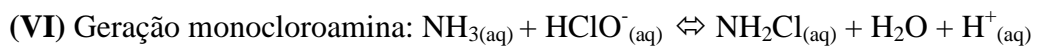


Em todas as reações apresentadas, o deslocamento do equilíbrio é influenciado pelo valor do pH. Quando abaixo de 2,0 o cloro tende a se manter na forma elementar, enquanto valores de pH próximos de a 5,0 levam a formação do ácido hipocloroso e acima de 7,5 favorecem a dissociação em íon hipoclorito (MEYER, 1994).

Como o HClO^- possui potenciais desinfetante e oxidante maiores que o do OCl^- , as estações de tratamento planejam seus processos para manter o pH em torno de 5,0 a fim de garantir a maior eficiência possível na inativação de patógenos e oxidação da matéria orgânica (MEYER, 1994).

Vale ressaltar que, mesmo com tratamento convencional, o efluente que chega à etapa de desinfecção possui uma concentração remanescente de sólidos dissolvidos e substâncias inorgânicas e orgânicas. Ao se aplicar o cloro, há uma série de reações que podem diminuir o poder desinfetante deste agente químico, pois são gerados subprodutos com menor poder desinfetante (FUNASA, 2014).

Dentre as substâncias mais significativas para formação de subprodutos está o nitrogênio que, na forma amoniacal e em presença de cloro residual, reage originando as cloraminas (FUNASA, 2014).



As três formas de cloroaminas são o chamado cloro residual combinado, que tem sua geração diretamente relacionada à quantidade de cloro adicionado ao efluente, como pode ser analisado na figura 3.17.

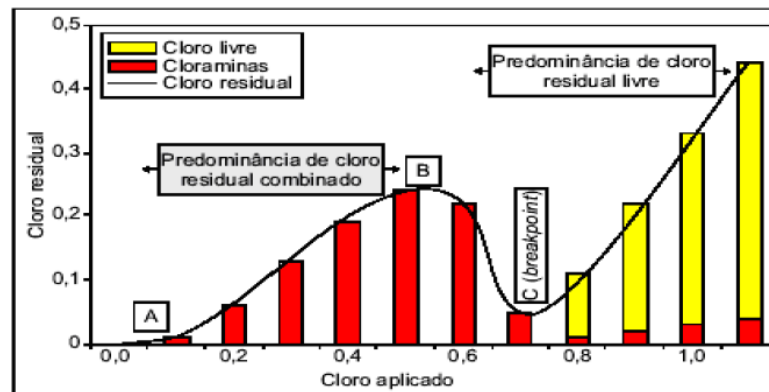


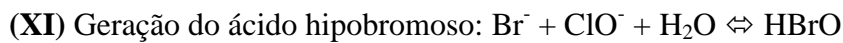
Figura 3.17. Ação do cloro residual em meio amoniacal

Fonte: Gonçalves (2003)

Segundo a figura 3.17, quanto maior a concentração de ácido hipocloroso disponível, maior será a conversão da amônia a cloroaminas. As reações ocorrerão até um ponto de máximo (*breakpoint*) onde todo nitrogênio amoniacal terá reagido. Após este momento, caso não se interrompa a alimentação de cloro ao efluente, as cloroaminas sofrerão oxidação e serão gerados produtos inertes como o nitrogênio elementar e o ácido clorídrico, este fato ocorre devido o forte poder oxidante do cloro e a instabilidade das cloroaminas (GONÇALVES, 2003).

Da mesma forma que as reações dos compostos clorados com a água, a geração de cloroaminas também tem o equilíbrio controlado pela variação do pH. Sabe-se que acidez no meio líquido indica uma maior presença de ácido hipocloroso, com consequente aumento na formação de tricloroaminas. Entretanto, como as dicloroaminas apresentam o maior poder bactericida dentre as cloroaminas, procura-se controlar o pH do efluente para favorecer a formação deste composto (MEYER, 1994).

Outro composto que reage com o cloro residual é o íon brometo que, na presença do íon hipoclorito forma o ácido hipobromoso (HBrO) (BORGES et al, 2001).



O ácido hipocloroso e o hipobromoso podem reagir com o material orgânico remanescente nos efluentes sanitários, gerando um subproduto extremamente tóxico a saúde humana, os trihalometanos (THM's). Dentre os compostos organoclorados mais formados estão o clorofórmio (CHCl_3), bromodiclorometano (CHBrCl_2), dibromoclorometano (CHBr_2Cl) e o bromofórmio (CHBr_3) (BORGES et al., 2001).

Segundo Daniel (2000), a reação de geração dos trihalometanos é lenta e em menor proporção que as outras reações de oxidação do cloro com substâncias como amônia. Dessa forma, apesar do potencial cancerígeno dos organoclorados, devem-se avaliar as vantagens e desvantagens antes de descartar a técnica de cloração como desinfetante.

- **Inativação de patógenos**

É comprovada a ação do cloro como eficiente desinfetante para bactérias e vírus, pois este elemento e seus compostos agem danificando os envoltórios dos microorganismos para, por difusão, agir sobre os elementos vitais no interior da célula, como enzimas, proteínas, DNA e RNA (GONÇALVES, 2003).

Como exemplo de estudos realizados para analisar o efeito do cloro especificamente sobre vírus, tem-se o realizado nos Estados Unidos, em Potomac, na década de 70. Neste experimento, vinte espécies de vírus entéricos foram expostas ao cloro sob as mesmas e concentrações e temperatura. Observou-se 99,9% de eficiência na eliminação dos patógenos, com o mais resistente exigindo um tempo de contato de cerca de 60 minutos (LIU et al., 1971).

Apesar dos altos índices de letalidade para vírus e bactérias, o cloro apresenta limitações quanto à inativação de certos protozoários e helmintos. Análises realizadas em 1982 para com cistos de *Giardia spp.* evidenciaram dificuldade na eliminação deste microorganismo, sendo necessário baixo pH e altas concentrações de cloro e tempos de contato (MEDEIROS apud RICE et al., 1982).

Já a Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR) realizou um experimento em escala piloto para verificar a letalidade da cloração para ovos de helmintos. Foram utilizados efluentes oriundos de um sistema de reator UASB seguido de filtros biológicos, estes receberam 4mg/L de hipoclorito de sódio por um período de 40 minutos. A análise de despejo líquido tratado evidenciou a presença de 38 ovos de helmintos/L, estando apenas 16 desses impossibilitados de eclosão e crescimento. Além da contagem microbiológica, observou-se a geração de 2-4 µg/L de THM's (GONÇALVES, 2003).

Vale ressaltar que, segundo WHITE (1999), uma cloração eficiente exige um período de contato entre o cloro e o efluente sanitário entre 30 e 60 minutos. O limite superior é devido à possibilidade de conversão das monocloroaminas a tricloroaminas, composto com menor potencial biocida, caso existam altas concentrações de nitrogênio no despejo doméstico.

3.7.3 DIÓXIDO DE CLORO

A problemática do cloro em relação à geração de subprodutos cancerígenos, os organoclorados, levam a busca por técnicas alternativas que mantenham a alta eficiência na eliminação de patógenos. Dessa forma o dióxido de cloro vem sendo utilizado como agente desinfetante, de forma a diminuir a concentração dos subprodutos tóxicos. Na Europa alguns países como Portugal e Bélgica já possuem estações de tratamento de água e esgoto que utilizam este composto para desinfecção (ALMEIDA, 2007).

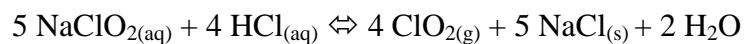
Este agente químico não reage com a matéria biodegradável, tampouco com certas substâncias inorgânicas e orgânicas presentes nos efluentes sanitários, tais como brometos e amônia. Assim, há uma redução na geração dos trihalometanos e cloroaminas, que somente serão produzidos caso haja descontrole no processo, como excesso de cloro (ALMEIDA, 2007).

- **Geração do dióxido de cloro**

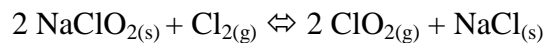
O dióxido de cloro é um gás amarelo esverdeado que possui certas restrições quanto ao manuseio. Além de ser tóxico à saúde humana, é fotossensível e explosivo quando em concentrações elevadas ou comprimido a altas temperaturas. Estas características prejudicam o transporte e armazenamento deste composto, tornando a geração *in loco* uma opção que proporciona maior segurança aos trabalhadores das ETE's (RIBEIRO et al., 2000).

Existem diversas formas para obtenção do dióxido de cloro, sendo a oxidação do íon clorito a mais utilizada, podendo ser através da reação com ácido clorídrico ou cloro elementar. Da mesma forma que os compostos de cloro, a taxa de formação do dióxido de cloro varia de acordo com o pH, sendo os valores entre 2,0 e 5,0 ótimos para garantir uma alta geração deste gás (ALMEIDA, 2007).

(X) Geração do dióxido de cloro pelo ácido clorídrico:



(XI) Geração do dióxido de cloro pelo cloro elementar:



É importante ressaltar o inconveniente da obtenção deste agente químico a partir do cloro elementar. Apesar de a reação entre ClO_2 e Cl_2 possuir um excelente rendimento, em torno de 99%, este fato só é possível pela adição de cloro em excesso, que pode sofrer hidrólise e reagir com a matéria orgânica do efluente, formando os indesejáveis THM's (DANIEL, 2000).

- **Reações químicas do dióxido de cloro**

O dióxido de cloro possui poderes oxidante e desinfetante maiores e de ação mais rápida que o cloro. Como possui um potencial de oxidação extremamente seletivo, este agente químico é utilizado para o controle de substâncias inorgânicas, como ferro e manganês, além de auxiliar na redução de substâncias orgânicas que atribuem sabor e odor característico ao efluente. Quando oxida tais compostos, o dióxido de cloro se reduz a cloritos e cloratos, não gerando cloro residual (RIGOBELLO, 2012).

Este agente químico é solúvel em água, com a vantagem de não sofrer hidrólise e manter-se na forma molecular quando dissolvido. Dessa forma, o dióxido de cloro tende a permanecer estável em meio aquoso por um longo período, desde que certos parâmetros sejam controlados (RIBEIRO et al., 2000):

- pH da solução deve permanecer baixo;
- Temperaturas não maiores que 25°C;
- Ausência de luz;

Caso tais fatores sofram alteração, a decomposição do dióxido de cloro a cloritos (ClO_2^-) e cloratos (ClO_3^-) é acelerada e as seguintes reações ocorrem (RIBEIRO et al., 2000):

(XII) Reação do dióxido de cloro em meio aquoso em pH básico:



(XIII) Reação do dióxido de cloro em meio aquoso em pH ácido:



Quando é necessário o uso de grandes quantidades deste agente químico, há a geração de uma maior concentração cloritos e cloratos. Estes subprodutos são tóxicos a saúde humana, tendo estudos relacionados a doenças hematológicas como a anemia hemolítica (WHO, 2005). Devido a sua toxicidade, a CONAMA nº 518/04 estipulou 0,2 mg/L⁻¹ como sendo a maior concentração aceita de clorito.

Os cloritos também apresentam difícil quantificação, sendo a cromatografia iônica com supressor de íons o método mais utilizado, porém de elevado custo. A fim de diminuir a concentração destes subprodutos utilizam-se: carvão ativado, capaz de reduzir a presença dos subprodutos por adsorção, além de sais de ferro e sulfito que reagem com estes compostos de acordo com seguintes reações (SANTOS, 2011).



- **Inativação de patógenos**

O dióxido de cloro é eficaz na inativação de bactérias e vírus, além de protozoários resistentes como *Cryptosporidium* e *Giardia*. Entretanto, como a maioria dos agentes desinfetantes, possui limitações quanto à eliminação de ovos de helmintos (OLIVEIRA, 2003).

O mecanismo de inativação deste composto é similar ao do cloro, se baseando na degradação dos envoltórios dos microorganismos e possibilitando sua difusão para o interior da célula para, então promover alterações nos mecanismos essenciais para o metabolismo do ser vivo. (ANDRADE, 2010). Porém, como o potencial de oxidação do dióxido de cloro é superior ao do cloro, cerca de 70%, o tempo necessário para que a inativação ocorra é pequeno, inferior a 20 minutos, como pode ser observado na tabela 3.13. Dessa forma, é justificado o superior poder biocida em relação ao cloro.

Tabela 3.13. Valores de Ct do dióxido de cloro para alguns patógenos

Microorganismos	Ct (mg.min/L)
Bactéria <i>Escherichia coli</i>	0,4 – 0,75
Cistos de protozoário <i>Giardia lamblia</i>	-
Cistos de protozoário <i>Giardia muris</i>	7,2 – 18,5
Rotavírus	0,2 – 2,1

Fonte: Adaptado de Oliveira (2005) apud Gonçalves (2003) & Langlais et al. (1991).

Vale ressaltar que, a eficiência desinfetante do dióxido de cloro não se altera com variações no pH, apenas com mudanças na temperatura e presença de sólidos em suspensão. Segundo estudos de LeChevallier (1997) a redução de 10°C em relação a temperatura ambiente causa uma queda no poder de inativação de *Cryptosporidium*, *Giardia* e ainda alguns vírus.

3.7.4 OZÔNIO

Tanto a cloração como aplicação do dióxido de cloro para desinfecção de efluentes apresentam problemática em relação à geração de subprodutos, visto que estes permanecem no despejo líquido tratado e geralmente apresentam toxicidade a saúde humana. Dessa forma, a procura por agentes desinfetantes alternativos que não formem compostos tóxicos vem crescendo e tornando a ozonização uma opção bastante viável (NUVOLARI et al., 2011).

Segundo Hassemer (2000), nos últimos 50 anos as técnicas envolvendo o uso de ozônio para desinfecção vem sendo desenvolvidas na Europa, especialmente na França, Suíça e Alemanha. Os Estados Unidos vem adotando este processo desde o início deste século, com Los Angeles sendo apresentada como uma referência mundial, possuindo uma das maiores instalações de geração de ozônio.

O ozônio é um gás incolor a temperatura ambiente, com odor característico e forte poder oxidante, apenas perdendo para o flúor e os radicais hidroxila, respectivamente. O alto potencial de oxidação faz com que este agente químico também seja utilizado para controle de odor e oxidação da matéria orgânica, além da inativação de patógenos (CRITES et al., 1998).

- **Geração de ozônio**

Este agente químico é tóxico a saúde humana e instável quimicamente, com rápida decomposição a oxigênio (CRITES et al., 1998). Dessa forma, a geração *in loco* é extremamente necessária nesta tecnologia, para reduzir a degradação deste composto e possibilitar uma maior eficiência na desinfecção.

A geração do ozônio é feita através do “processo corona” onde uma corrente elétrica é aplicada a uma corrente gasosa de ar ou oxigênio puro. A descarga elétrica possibilita que os elétrons rompam a ligação dupla e o oxigênio fique em sua forma livre. Este íon reage com uma molécula de oxigênio (O_2) originando o ozônio (O_3) (OLIVEIRA, 2005), como está ilustrado na figura 3.18.

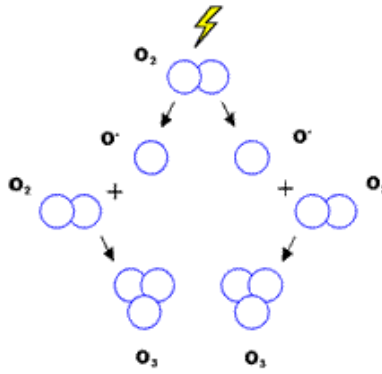


Figura 3.18. Esquema de geração do ozônio

Fonte: Disponível em <<http://www.snatural.com.br>>

Vale ressaltar que, para efeitos de economia, o ar é normalmente utilizado como fonte de oxigênio. Apesar de fornecer menor rendimento (o uso de ar produz em torno de 20 g/N.m³ de ozônio enquanto o oxigênio puro gera até 70g/N.m³) e necessitar de pré-tratamento para remoção das impurezas, o ar ainda é mais econômico (CHERNICHARO et al., 1999).

- **Reações químicas do ozônio**

O ozônio possui pouca solubilidade em água, sendo cerca de 12 vezes inferior ao cloro, porém quando dissolvido em meio aquoso se decompõe através de um mecanismo complexo gerando radicais hidroxila (OH⁻), extremamente oxidantes. O ozônio pode reagir com o substrato por meio de reação direta com ozônio molecular, ou indireta envolvendo reações com a hidroxila (NUVOLARI et al., 2011).

(XVI) Reação direta do substrato com ozônio molecular:

O substrato é atacado pelo ozônio molecular aquoso

(XVII) Reação indireta do ozônio com radicais hidroxila:

O substrato é atacado pelo radical hidroxila

O radical hidroxila é consumido por HCO₃⁻, CO₃⁻²

As reações diretas do ozônio molecular com os compostos presentes nos efluentes sanitários são lentas quando comparadas as reações envolvendo os radicais hidroxila, porém a concentração de ozônio tende a ser maior em meio aquoso sob condições normais (WEF, 1996).

Como os radicais hidroxila são extremamente reativos, pouco seletivos e com uma baixa meia vida, a presença majoritária destes compostos acarreta uma diminuição do tempo em que o desinfetante se encontra atuando no esgoto a ser tratado. Dessa forma, justifica-se o maior potencial biocida do ozônio quando em sua forma molecular (ASSARATI, 2005).

A ozonização age oxidando tanto materiais orgânicos quanto inorgânicos, porém não se sabe muito acerca da possível toxicidade dos subprodutos formados. O material orgânico presente nos efluentes sanitários é oxidado e acarreta na formação de compostos como aldeídos, ácidos carboxílicos e ácidos graxos. Os subprodutos gerados são de fácil degradação biológica e menor toxicidade que os reagentes orgânicos (GONÇALVES, 2003).

Quanto aos compostos inorgânicos, os que mais comumente reagem com o ozônio são brometos, iodetos, nitritos, sulfetos e amônia (OLIVEIRA, 2005). No caso particular dos brometos, a reação entre estes íons e o ozônio gera o ácido hipobromoso. Este ácido também reage com o ozônio, formando bromatos, e ainda interage com o material orgânico, dando origem a organobromados (ASSARATI, 2005).

Bassani (2003) realizou testes a fim de determinar se os subprodutos derivados do bromo possuem potencial tóxico, utilizando peixes de efluentes antes e após a ozonização. No caso das análises envolvendo as espécies bioindicadoras *Geophagus brasiliensis* e *Oriochromis niloticus*, ambas permaneceram em contato com efluentes possuindo concentrações de ozônio de 4,1 mg/L durante um período de dois dias.

Não foi observada toxicidade aguda, ou seja, não se observou mortalidade dos peixes. É importante ressaltar que não se pode concluir a não toxicidade dos subprodutos de ozônio tanto ao ecossistema quanto a saúde humana, caso este composto se encontre em maiores concentrações ou tempos de exposição.

- **Inativação de patógenos**

O ozônio é um desinfetante efetivo para bactérias, vírus e protozoários de difícil eliminação como os cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*. Nas bactérias age oxidando constituintes celulares, sendo a membrana celular o principal foco. Os vírus são inativados através da oxidação do componente responsável pela alocação destes patógenos nas células hospedeiras, as proteínas do capsídeo (OLIVEIRA, 2005).

Segundo pesquisas de Wickramanayake (1984), os cistos de protozoários de *Giardia muris* primeiramente têm suas paredes celulares danificadas permitindo a entrada do ozônio no meio celular. Uma vez no interior da célula, este agente químico danifica componentes essenciais para manter a atividade celular, como enzimas, proteínas, DNA e RNA, causando a morte da mesma.

Como o potencial de oxidação do ozônio é superior aos do dióxido de cloro e do cloro, o tempo de contato e as concentrações necessárias para promover a inativação de patógenos é menor, como pode ser observado na tabela 3.14. Dessa forma, o este agente químico possui um elevado poder biocida.

Tabela 3.14. Valores de Ct do ozônio para alguns patógenos

Microorganismos	Ct (mg.min/L)
Bactéria <i>Escherichia coli</i>	0,002
Cistos de protozoário <i>Giardia lamblia</i>	0,5 – 0,6
Cistos de protozoário <i>Giardia muris</i>	1,8 – 2,0
Rotavírus	0,1 – 0,2

Fonte: Adaptado de Oliveira (2005) apud Gonçalves (2003) & Langlais et al. (1991).

Vale ressaltar que, apesar da alta eficácia, a desinfecção por ozônio possui fatores que podem reduzir o rendimento, como a qualidade dos esgotos sanitários que chegam a esta etapa do processo. Assim, a boa execução dos tratamentos convencionais é fundamental para garantir o elevado poder biocida do ozônio. Excessos de material orgânico e inorgânico, além de sólidos em suspensão, acabam por disputar este agente químico para as reações de oxidação, podendo ainda atuar como barreiras protetoras entre os patógenos e o desinfetante, fenômeno chamado de oclusão (WHITE, 1999).

Junto dos componentes naturalmente presente em esgotos de origem doméstica, alterações de temperatura e pH, além da presença de substâncias húmicas também alteram o potencial de desinfecção do deste agente químico (CHERNICHARO et al., 1999). Caso tais parâmetros não sejam controlados, a decomposição em radicais livres hidroxila pode ser acelerada, e o poder biocida é reduzido, como é evidenciado na tabela 3.15.

Tabela 3.15. Parâmetros que afetam o potencial de desinfecção do ozônio por acelerarem a decomposição em radical hidroxila.

Parâmetro	Efeito na desinfecção
pH	Elevados valores de pH favorecem a decomposição do ozônio em radicais hidroxila. Tais compostos reagem rapidamente com o substrato, não possibilitando a presença de quantidade significativa de ozônio residual, diminuindo a eficácia da desinfecção.
Temperatura	Elevações de temperatura em até 30°C aceleraram a decomposição do ozônio e diminuem a solubilidade do mesmo em água, porém este fato é compensado pelo aumento na velocidade da reação entre ozônio e o substrato.
Presença substâncias húmicas (conjunto de compostos oriundos da decomposição da matéria orgânica por microorganismos)	As substâncias húmicas catalisam a decomposição do ozônio em radicais hidroxila que, por sua vez, tem alto potencial oxidante, porém não seletivo. Dessa forma, favorecem a decomposição da matéria orgânica presente no efluente a ser tratado, diminuindo o potencial de desinfecção.

Fonte: Adaptado de Chernicharo et al. (1999); Oliveira (2003); Gonçalves (2003); Assarati (2005).

3.7.5 RADIAÇÃO ULTRAVIOLETA

Há um interesse crescente na utilização deste processo físico para o tratamento de efluentes sanitários. Desde o século passado, diversos países vêm adotando a radiação UV como agente biocida. Em 1955, as primeiras instalações deste método artificial ocorreram na Suíça e na Áustria, enquanto na Noruega tal fato ocorreu em 1975 (BOLTON et al., 2008).

Atualmente, estima-se que na Europa existam milhares de estações de tratamento de esgotos que utilizam a radiação UV como agente biocida. Nos Estados Unidos, a quantidade de instalações que adotaram este processo cresceu exponencialmente desde os anos 80, passando de dezenas para milhares (FORNEY, 2008).

Tamanha aceitação desta técnica ocorre devido à alta capacidade de inativação de patógenos, superior à do cloro, além de não gerar subprodutos tóxicos como os THM's (GONÇALVES, 2003).

A radiação eletromagnética pode ser definida como uma forma de energia liberada e absorvida por partículas carregadas e que possui propriedades específicas (MANICKAVASAGAN et al., 2014). O range do comprimento de ondas desta radiação é chamado de espectro eletromagnético (JONES et al., 2014), com a radiação UV representando as ondas de 100 a 400 nm, localizadas entre o raio X e os espectros de luz visível, como está ilustrado na figura 3.19.

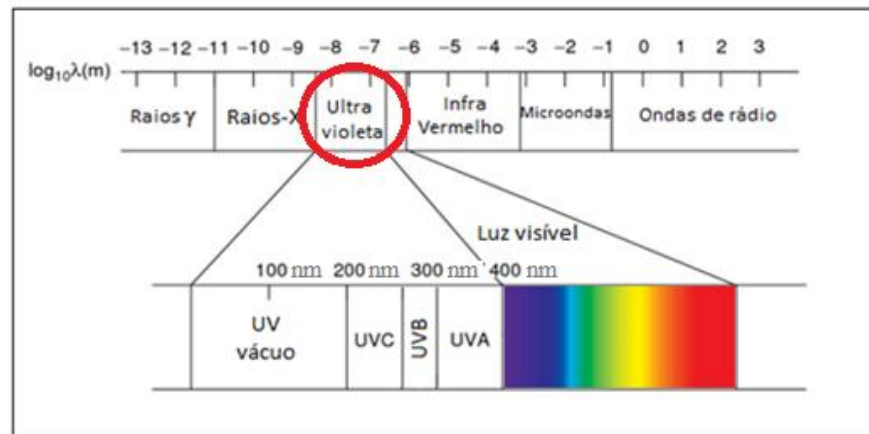


Figura 3.19. Espectro da radiação ultravioleta.

Fonte: Adaptado de Hui et al. (2005)

A radiação UV pode ser classificada de acordo com sua faixa de atuação em UV-A, UV-B, UV-C e UV-VÁCUO (USEPA, 2003), como pode ser observado na Tabela 3.16.

Tabela 3.16. Diferentes ranges para a radiação ultravioleta.

Tipo	Range	Célula Constituinte	Classificação
UV-A	400 até 315 nm	Proteínas, lipídios, ácidos nucleicos (DNA e RNA)	Não germicida
UV-B	315 até 280 nm	Ácidos nucleicos e aminoácidos aromáticos.	Germicida
UV-C	280 até 200 nm	Todas as células	Germicida
UV - VÁCUO	200 até 100 nm	-	-

Fonte: Adaptado de ISO 21348 (2007); Perrin et al. (2012)

Em termos de desinfecção, sabe-se que a faixa de radiação UV concentrada entre 245 e 285 nm é a mais eficiente (USEPA, 1999). Contudo, de acordo com Canovas et al. (2004), o valor de maior efeito biocida é o de 254 nm, na qual está compreendido o tipo UV-C.

- **Geração da Radiação UV**

O sol é a única fonte natural emissora de radiação ultravioleta, porém a camada de ozônio forma um obstáculo para que os raios com maior potencial germicida (UV-B e UV-C), possam atingir à superfície terrestre. Dessa forma, opta-se pelo uso de fontes artificiais, (GRUNE, 2005) como os reatores de radiação UV contendo lâmpadas de fonte fluorescente ou incandescente, sendo as últimas pouco utilizadas atualmente (PERRIN et al., 2012).

- Lâmpadas utilizadas nos reatores de Radiação UV:

As lâmpadas fluorescentes estão sendo cada vez mais utilizadas em substituição às incandescentes, principalmente devido a sua eficiência energética. São compostas por tubos de quartzo revestidos com fósforo em pó fluorescente, além de conter vapor de mercúrio (à baixa ou média pressão) juntamente com um gás inerte, normalmente o argônio. O vapor de mercúrio é excitado por uma corrente elétrica entre dois eletrodos de tungstênio e emite a luz ultravioleta, esta faz com que o revestimento de fósforo fluoresça e emita a radiação UV e a luz visível (NANCE et al., 2012).

Na figura 3.20 é ilustrada uma lâmpada de mercúrio e seus principais componentes.

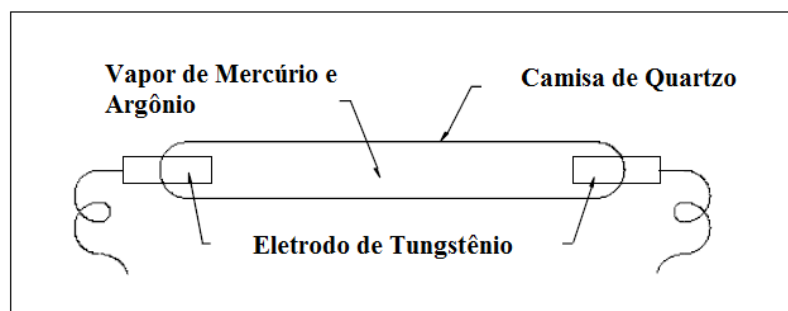


Figura 3.20. Componentes da Lâmpada Fluorescente de vapor de mercúrio.

Fonte: Adaptada de Wright & Caiens (1998)

A escolha do tipo da lâmpada fluorescente, no que tange a pressão de vapor de mercúrio, depende do tipo de processo e aplicação. Para fins germicidas, as que trabalham com baixa pressão (BP) de vapor de mercúrio são as mais adequadas (RATNAYAKA et al., 2009).

Contudo, segundo Guo et al. (2009) as lâmpadas de média pressão (MP) têm surgido como uma nova proposta. Na tabela 3.17 são apresentadas as principais características das lâmpadas de média e baixa pressão.

Tabela 3.17. Principais características das lâmpadas para geração de radiação UV.

Tipo	Características gerais
Lâmpada de média pressão: alta intensidade	Vtagem da lâmpada entre 1000 e 3000 V;
	Temperatura do plasma de mercúrio entre 600 e 900°C;
	Vaporização completa do mercúrio;
	Tempo de vida de 3000 a 8000 horas;
	Emite radiação UV entre os comprimentos de onda de 185 a 600nm.
Lâmpada de baixa pressão: baixa intensidade	Vtagem da lâmpada: 65 V
	Temperatura do plasma de mercúrio entre 30 e 50°C
	Vaporização parcial do mercúrio;
	Tempo de vida de 8000 a 12000 horas;
	Emite radiação UV no comprimento de onda de 253,7nm.

Fonte: Adaptado de Linden et al. (2004); Asano (1998)

Como pode ser observado na tabela 3.17, as lâmpadas de BP produzem radiações na faixa de 253,7nm, enquanto as de MP emitem um range mais amplo. Além do elevado espectro gerado, o sistema de alta intensidade exige um menor número de lâmpadas para obter resultados germicidas similares aos de baixa intensidade, entretanto requerem mais energia (SPELLMAN, 2014).

- Reatores de Radiação UV:

Quanto aos reatores disponíveis para sistemas de desinfecção por radiação UV, estes exigem pequena área para instalação, em comparação com métodos químicos como cloração (SOUZA et al., 2012) e são divididos em dois tipos: canal aberto e vaso fechado. O dimensionamento do sistema deve ser elaborado de forma a permitir que todos os microrganismos que fluem através do reator recebam a dose de radiação adequada, garantindo um efluente tratado nos padrões aceitos pelas normas vigentes (AFGAN et al., 2004).

Os reatores de canal aberto são encontrados principalmente em unidades de tratamento de efluentes sanitários, enquanto os de vaso fechado são usualmente aderidos em instalações de tratamento de água (BOLTON et al., 2008). Dessa forma, os primeiros equipamentos terão ênfase neste trabalho.

De forma geral, o sistema por canal aberto utiliza lâmpadas fluorescentes de baixa pressão que são colocadas em módulos ou racks e ficam submersas no despejo líquido a ser desinfetado (MAMANE et al., 2010). Neste sistema, o efluente a ser tratado flui por gravidade através de um canal de seção transversal retangular onde as lâmpadas UV são posicionadas de forma perpendicular ou paralela ao fluxo (BOLTON et al., 2008).

- **Inativação de patógenos**

Estudos comprovam a alta eficiência do uso de radiação UV, por meio de reatores de canal aberto, para desinfecção de efluentes sanitários. Souza et al. (2012) realizaram análises da inativação de patógenos a partir de despejo doméstico tratado convencionalmente. Foram realizados quatro ensaios, cada como um com valores de SST, turbidez e *E.coli* específicos. Utilizando um reator construído em escala laboratorial, fez-se o experimento para diferentes tempos de contato e doses de radiação. Nas tabelas 3.19 e 3.20 são apresentados os resultados do experimento.

Tabela 3.18. Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto tratado convencionalmente

Ensaio	SST (mg/L)	Turbidez (uT)	Coliformes Fecais (NMP/100ml)
1	75,0	23,5	$8,0 \times 10^5$
2	30,0	15,1	$2,0 \times 10^4$
3	40,0	22,8	$6,0 \times 10^3$
4	42,0	4,8	$7,9 \times 10^4$

Fonte: Adaptado de (Souza et al., 2012).

Tabela 3.19. Valores de *E. coli* (NMP/100ml) presentes após desinfecção por radiação UV.

Tempo de contato (s)	Dose ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$)	Ensaio 1	Ensaio 2	Ensaio 3	Ensaio 4
20	10,54	$5,0 \times 10^3$	$6,0 \times 10^2$	-*	-*
40	21,08	$3,0 \times 10^3$	-*	-*	-*
60	31,62	$1,0 \times 10^3$	-*	$1,0 \times 10^3$	$7,0 \times 10^4$
90	47,43	$2,0 \times 10^2$	-*	-*	-*

*(-): Menor que o limite de detecção do método

Fonte: Adaptado de (Souza et al., 2012).

A dose é definida como o produto entre o tempo de contato e a intensidade da radiação UV emitida, é usualmente expressa em $\mu\text{W.s}/\text{cm}^2$ ou J/m^2 e considerada um dos parâmetros operacionais mais utilizados para mensurar a eficácia da desinfecção (NUANUALSUWAN et al., 2008; WANG et al., 2016). Como pode ser observado nas tabelas 3.18 e 3.19, quanto maiores os valores deste indicador, mais eficiente é a inativação dos patógenos (SULTAN et al., 2016).

Ainda pela análise dos dados das tabelas 3.18 e 3.19, ao contrário da maioria dos desinfetantes comumente utilizados para tratamento de efluentes sanitários, a radiação UV é um processo que requer um relativo baixo tempo de contato, na ordem de segundos, para adequação do efluente as normas vigentes.

Ressalta-se, porém que como alguns dos métodos de desinfecção analisados previamente, alguns parâmetros como sólidos dissolvidos e turbidez devem ser controlados, a fim de garantir máxima eficiência da radiação UV na inativação de patógenos. Os ensaios 1 e 2, com maiores valores de material particulado e turbidez, foram os que apresentaram maior dificuldade para inativação dos coliformes.

Quanto aos mecanismos com que os microorganismos patogênicos são eliminados, Sinton et al. (1994) e Sinha et al. (2001) relataram que a radiação UV é majoritariamente absorvida pelos ácidos nucleicos, podendo levar ao rompimento de ligações não saturadas, como bases nitrogenadas pirimídicas. Assim, há interrupção de funções metabólicas essenciais, como a replicação do DNA, impossibilitando a reprodução e propagação dos patógenos (RODRIGUEZ et al., 2014).

Sabe-se que quanto maior o tempo de incidência da radiação UV na bactéria, maior será o volume de bases alteradas, (ZIOLLI et al., 2000) tal modificação ocorre pela absorção da radiação UV por bases nitrogenadas adjacentes, resultando na formação de dímeros como: citosina-citosina e timina-timina (TROPP, 2012). Os dímeros gerados não conseguem se acomodar a dupla hélice, prejudicando a replicação da fita de DNA e culminando na morte do microorganismo.

Um interessante fenômeno é a reversibilidade do dano causado ao DNA dos microorganismos, principalmente nas bactérias. Dois mecanismos são conhecidos: a recuperação no escuro e por fotorreativação enzimática (RODRIGUEZ et al., 2014).

- **Reparo no escuro:** Consiste na ação de uma enzima específica que possibilita a retirada dos dímeros formados pela radiação UV (SANZ et al., 2007; RODRIGUEZ et al., 2014). Porém, de acordo com SINHA et al. (2002), este método é lento em comparação a fotorreativação enzimática.

- **Fotorreativação Enzimática:** A enzima fotoliase se liga ao dímero formado pela radiação UV. Com a presença de luz, a enzima absorve a energia necessária para desfazer a dimerização, gerando o monômero de piridina original e recuperando a fita de DNA (SOUZA, 2011), como ilustrado na figura 3.19.

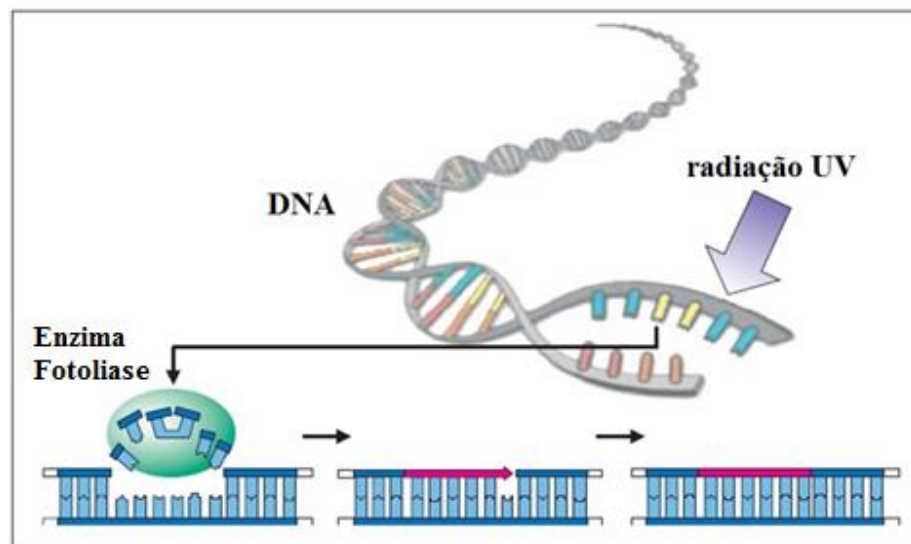


Figura 3.19. Mecanismo de fotorreparação do DNA.

Fonte: Adaptado de Watson (2008)

Vale ressaltar que tais processos constituem um obstáculo para o alcance de níveis de desinfecção aceitos (HALLMICH et al., 2010) e são considerados uma desvantagem da técnica de radiação UV (GUO et al., 2011). Dessa forma, a dose correta de energia emitida é uma variável importante para garantir a inativação permanente de patógenos. A Tabela 3.20 apresenta doses de UV para 100% de inativação de diversos organismos patogênicos.

Tabela 3.20. Dosagem da radiação UV necessária para eficiência de 100% de inativação de diferentes patógenos.

	Microorganismos	Dosagem ($\mu\text{Ws}/\text{cm}^2$) para 100% de inativação
Bactérias	<i>Escherichia coli (E. coli)</i>	6600
	<i>Vibrio cholerae</i>	6500
	<i>Leptospira interrogans</i>	6000
Vírus	<i>Influenza</i>	6600
	<i>Rotavirus</i>	24000
	<i>Hepatitis vírus</i>	8000
Protozoários	<i>Giardia lamblia</i>	63000(**)
	<i>Nematode eggs</i>	92000
	<i>Chlorella vulgaris</i>	22000

(*) Inativação de 99,99%

(**) Inativação de 90,00%.

Fonte: Adaptado de Di Bernardo et al. (2005); EDSTROM INDUSTRIES INC (2003)

CAPÍTULO IV

METODOLOGIA

Através do material teórico apresentado, foi possível fazer uma análise que concorreu para o atendimento dos objetivos gerais e específicos definidos na introdução deste trabalho:

- Comparar as características qualitativas requeridas para a água com fins de uso agrícola com as características típicas dos efluentes sanitários à saída do tratamento convencional, de forma a quantificar o ajuste necessário na qualidade para uso agrícola.

Com base em informações obtidas na literatura, uma tabela foi construída para indicar os níveis aceitos para as águas destinadas ao uso agrícola e outra foi elaborada para apresentar os valores obtidos pelos tratamentos convencionais de esgoto doméstico, no que tange à presença de microrganismos. A partir dos dados das tabelas, foi possível identificar os ajustes qualitativos necessários na água tratada, com base nos requerimentos da CONAMA n° 357 (2005) e OMS (2006).

Vale ressaltar que, a fim de minimizar o risco à saúde dos trabalhadores e consumidores que possam entrar em contato com os despejos líquidos reutilizados, foram escolhidos os níveis de potabilidade mais exigentes para águas de irrigação. Dessa forma, parâmetros referentes às águas doces classe 1 utilizadas para irrigação irrestrita foram adotados.

- Identificar e descrever as principais características dos métodos de desinfecção utilizados para o enquadramento da qualidade dos despejos de origem doméstica ao uso em atividades agrícolas.

No referencial teórico, foi realizada uma descrição detalhada das tecnologias de desinfecção usualmente adotadas. Assim, foi possível estabelecer uma relação das características relevantes das técnicas de desinfecção de efluentes sanitários destinados ao reúso agrícola.

- Discutir e avaliar a viabilidade do reúso de esgotos domésticos em atividades agrícolas e definir o método de desinfecção mais adequado para o enquadramento dos despejos líquidos segundo as normas e legislação vigentes.

A eficiência de cada uma das tecnologias foi determinada pela relação entre o potencial de inativação de patógenos com o menor tempo de contato possível e a ausência da formação de subprodutos e/ou residuais tóxicos.

Dessa forma, foi possível determinar o método de desinfecção mais adequado para o enquadramento de efluentes sanitários às normas vigentes para as práticas agrícolas.

CAPÍTULO V

DISCUSSÃO

Como nível de qualidade para águas destinadas a agricultura, foram adotados os estipulados pela CONAMA nº 357 (2005) e OMS (2006), referentes à irrigação irrestrita de hortaliças consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo, consumidas cruas e sem remoção de película. Os parâmetros de maior relevância estão apresentados na tabela 5.1.

Tabela 5.1. Parâmetros de maior relevância para águas doces classe 1 destinadas a irrigação irrestrita

Parâmetros	Valores
Sólidos grosseiros e areia	Vitualmente Ausentes*
Sólidos flutuantes (gorduras, óleos e graxas)	Vitualmente Ausentes*
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Fósforo total	0,02 mg/L de P
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg/L de N, para $\text{pH} \leq 7,5$
	2,0 mg/L de N, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$
	1,0 mg/L de N, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$
	0,5 mg/L de N, para $\text{pH} > 8,5$
Nitrito	10 mg/L de N
pH	6,0 a 9,0
DBO ₅	3 mg/L de O ₂
Coliformes Fecais	200 CF/100ml
Ovos de Helmitos	≤ 1 Ovos/L

*Vitualmente Ausentes: Não perceptível pela visão, olfato ou paladar.

Fonte: Adaptado de (CONAMA, 2005) e (OMS, 2006).

Para ser possível o reúso de efluentes sanitários em práticas agrícolas, estes devem se enquadrar aos padrões contidos na tabela 5.1. Dessa forma, é necessário que os despejos de origem doméstica sejam encaminhados para estação de tratamento.

A literatura mostra que o tratamento convencional é eficaz na remoção de sólidos grosseiros e areia, além do material flutuante. Quanto ao material orgânico, a tabela 5.2 mostra o resultado esperado para o efluente tratado por um sistema de lodos ativados para alguns parâmetros regulados pela CONAMA, incluindo matéria orgânica (DBO₅).

Já a tabela 5.3 compara o desempenho de remoção de microrganismos em sistemas de lodos ativados e biofiltros, compreendendo a etapa final do tratamento convencional. É possível observar que os desempenhos dos dois sistemas são virtualmente iguais.

Tabela 5.2. Valores do efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados operados em batelada

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Tratado	Níveis CONAMA n°357/05	Atende a norma?
DBO ₅	128 mg/L de O ₂	10,0 mg/L de O ₂	3,00 mg/L de O ₂	Não
OD	-	4,60 mg/L de O ₂	6 mg/L O ₂	Sim
Nitrogênio amoniacal total (para pH ≤ 7,5)	12,50 mg/L de N	2,90 mg/L de N	3,70 mg/L de N	Sim
Nitrato	N.D*	3,40 mg/L de N	10,0 mg/L de N	Sim
Fósforo total	2,80 mg/L de P	0,63 mg/L de P	0,02 mg/L de P	Não

*N.D. = Não Determinado

Fonte: Adaptado de Além Sobrinho & Samudio, 2000.

Tabela 5.3. Porcentagem de remoção de microorganismos patogênicos em efluente sanitário tratado por sistema de lodos ativados e biofiltros

Microorganismos Patogênicos	Lodos ativados	Biofiltros
Vírus	90-99	90-99
Bactérias	90-99	90-99
Cistos de Protozoários	50	50
Ovos de Helmintos	50-99	50-99

Fonte: Adaptado de Jordão & Pessoa, 2014.

Como pode ser observado nas tabelas 5.2 e 5.3, o tratamento convencional remove grande parte do material orgânico, além de substâncias nutrientes como fósforo e nitrogênio presentes nos despejos de origem doméstica. Entretanto, alguns parâmetros não atingem os níveis determinados pelas normas vigentes para irrigação agrícola, sendo os mais significativos os microbiológicos. Observa-se que cistos de protozoários e ovos de helmintos podem apresentar porcentagens de eliminação de apenas 50%, representando risco a saúde dos trabalhadores e consumidores do cultivo.

Assim, é comprovada a necessidade de tratamento adicional de desinfecção para adequação dos efluentes sanitários a reutilização agrícola. Dentre os métodos de inativação de patógenos abordados neste trabalho estão descritos: os naturais (lagoas de maturação) e os artificiais (uso de cloro, dióxido de cloro, ozônio e radiação UV).

A viabilidade da utilização dos processos supracitados deve ser comprovada pelo atendimento aos requisitos listados a seguir:

- Não necessitar de grandes áreas para implementação do método, de forma que possa ser aplicado em estações de tratamento de diferentes tamanhos;
- Não ser tóxico ou potencialmente inflamável, evitando risco à saúde dos trabalhadores da estação de tratamento;
- Não ser quimicamente instável, garantindo períodos longos para decomposição;

- Não produzir subprodutos que apresentem toxicidade a saúde humana;
- Produzir residual não tóxico a saúde humana e de fácil detecção, permitindo a análise da concentração do composto no efluente após a saída da estação de tratamento;
- Possuir forte potencial oxidante, podendo ser utilizado na oxidação da matéria orgânica e inorgânica presente nos efluentes sanitários. Representando uma forma de redução na concentração de nutrientes, desejada nos efluentes destinados à irrigação agrícola;
- Possuir alta eficiência na eliminação de patógenos, reduzindo os níveis destes microorganismos aos recomendados pela norma;
- Não necessitar de longo tempo de contato para inativação de microorganismos patogênicos;
- Não ter seu poder desinfetante afetado por fatores como: variações climáticas, mudanças de pH e temperatura, além da concentração de sólidos dissolvidos totais ou turbidez no efluente a ser tratado;

Com base nas características citadas acima, é possível estabelecer vantagens e desvantagens para cada técnica de desinfecção, sendo estas apresentadas nas tabelas 5.4 a 5.8.

Tabela 5.4. Vantagens e desvantagens das lagoas de maturação

Lagoas de Maturação	
Vantagens	Desvantagens
<p>- Por ser um processo natural, não faz uso de agentes químicos. Logo não há restrições em relação à toxicidade, instabilidade química, geração de subprodutos ou residuais prejudiciais à saúde humana.</p> <p>- Possui comprovada eficácia na remoção de patógenos de difícil eliminação como ovos de helmintos.</p>	<p>- Necessitam de grandes áreas para implantação</p> <p>- Não possui forte potencial oxidante, já que as reações de oxidação são realizadas pela fauna microbiana inerente ao efluente.</p> <p>- Necessitam de longos tempos de detenção, sendo o mínimo de 2 a 3 dias.</p> <p>- O potencial desinfetante deste processo é dependente de condições climáticas que possibilitem exposição contínua ao sol.</p>

Tabela 5.5. Vantagens e desvantagens da cloração

Cloração	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - Não necessita de grandes áreas para implantação, como as lagoas de maturação. - Possui alto poder oxidante. - É solúvel em água, originando o íon hipoclorito e ácido hipocloroso (cloro residual livre). Estes compostos são de fácil detecção. - O cloro residual livre reage com a amônia gerando as cloroaminas (cloro residual combinado), com eficiente poder biocida. - É um desinfetante eficiente para bactérias e vírus. - Necessita de pequenos tempos de contato em relação às lagoas de maturação, de 30 a 60 minutos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Produto com toxicidade a saúde humana em todas as formas utilizadas na desinfecção. - Dentre os compostos de cloro utilizados, o hipoclorito de cálcio apresenta potencial inflamável, enquanto o hipoclorito de sódio possui instabilidade química, se decompondo rapidamente. Dessa forma, recomenda-se a geração <i>in loco</i>. - A reação das cloroaminas (cloro residual combinado), com íons brometo e matéria orgânica biodegradável, gera subprodutos tóxicos a saúde humana, os THM's. - Apresenta dificuldade em inativar ovos de helmintos além de cistos de protozoários de difícil eliminação, como cistos de <i>Cryptosporidium spp.</i> e <i>Giardia spp.</i> - O potencial desinfetante deste processo é reduzido pela geração de subprodutos de menor potencial desinfetante. Tais compostos são originados por reações paralelas do cloro com sólidos em suspensão e/ou certas substâncias inorgânicas e orgânicas presentes no efluente sanitário. - O potencial desinfetante deste processo também é reduzido por variações de pH.

Tabela 5.6. Vantagens e desvantagens do dióxido de cloro

Dióxido de Cloro	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - Não necessita de grandes áreas para implementação, como as lagoas de maturação. - Possui alto poder oxidante. - É solúvel em água, não sofrendo hidrólise e permanecendo estável por longo período quando dissolvido. - Não gera residual tóxico. - Não reage com amônia, íons brometo ou matéria orgânica biodegradável. Assim, é reduzida a geração de cloroaminas e, conseqüentemente, dos trihalometanos. - Possui poder biocida superior ao cloro, inativando protozoários resistentes como cistos de <i>Cryptosporidium spp.</i> e <i>Giardia spp.</i> - Necessita de pequenos tempos de contato em relação ao cloro, em torno de 30 minutos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Produto com toxicidade a saúde humana. - Apresenta potencial inflamável quando em concentrações elevadas ou comprimido a altas temperaturas. Dessa forma, recomenda-se a geração <i>in loco</i>. - Apresenta fotossensibilidade, logo se decompõe rapidamente quando exposto a luz. - A decomposição do dióxido de cloro a cloritos e cloratos é acelerada caso ocorra variações de pH, temperatura ou exposição a luz. - O uso de grandes quantidades de dióxido de cloro pode ocasionar a geração excessiva de cloritos e cloratos, subprodutos tóxicos à saúde humana e de difícil quantificação. - Apresenta dificuldade em inativar ovos de helmintos. - O potencial desinfetante deste processo é reduzido pela presença de sólidos em suspensão e variações de temperatura.

Tabela 5.7. Vantagens e desvantagens da ozonização

Ozonização	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - Não necessita de grandes áreas para implementação, como as lagoas de maturação. - Possui alto poder oxidante, apenas perdendo para o flúor e radicais hidroxila. - Não gera residual tóxico. - A oxidação do material orgânico pela ozonização gera subprodutos de fácil degradação biológica e menor toxicidade que os reagentes orgânicos. - Possui poder biocida superior ao dióxido de cloro, inativando protozoários resistentes como <i>Cryptosporidium spp.</i> e <i>Giardia spp.</i> - Necessita de pequenos tempos de contato em relação ao dióxido de cloro, em torno de 10 a 30 minutos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Produto com toxicidade a saúde humana. - Apresenta instabilidade química, com rápida decomposição a oxigênio. Dessa forma, a geração <i>in loco</i> é necessária. - Não se sabe muito acerca de alguns subprodutos gerados pela ozonização, como os organobromados. - Possui baixa solubilidade em água, porém quando dissolvido em meio aquoso se decompõe em radicais hidroxila. Estes íons são extremamente reativos, porém seletivos e com baixa meia vida. Dessa forma, a presença majoritária destes compostos reduz o poder biocida da ozonização. - O potencial desinfetante deste processo também é reduzido pelo excesso de sólidos em suspensão, além de material orgânico e inorgânico. Tais compostos disputam o ozônio, podendo ainda atuar como barreiras protetoras entre os patógenos e o desinfetante, fenômeno chamado de oclusão.

Tabela 5.8. Vantagens e desvantagens da radiação UV

Radiação UV	
Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> - Não necessita de áreas grandes para implementação quando comparado aos processos de lagoas de maturação ou cloração. - Não faz uso de agentes químicos. Logo não há restrições em relação à toxicidade, instabilidade química, geração de subprodutos ou residuais tóxicos à saúde humana. - Não necessita de transporte ou armazenamento de produtos tóxicos a saúde humana. - Os fotorreatores são de fácil utilização para operadores. - Não gera residual ou subprodutos. - Possui poder biocida superior ao do ozônio. - Necessita de pequenos tempos de contato em relação ao ozônio, na ordem de 20 a 30 segundos. 	<ul style="list-style-type: none"> - O potencial desinfetante deste processo é reduzido caso o efluente possua elevada concentração de sólidos dissolvidos totais e turbidez. - A baixa dosagem pode não inativar efetivamente alguns microorganismos. Estes, através de mecanismos conhecidos como fotorreativação enzimática ou reparo no escuro, conseguem reverter à ação da radiação UV.

Pelo exposto nas tabelas 5.4 a 5.8, pode-se realizar uma comparação da eficiência de cada uma das tecnologias através da relação entre potencial biocida associado a reduzido tempo de contato e a menor formação possível de subprodutos e/ou residuais tóxicos à saúde humana.

As lagoas de maturação apresentam características que as podem tornar pouco viáveis para algumas ETE's como: a exigência de grandes áreas para implantação e períodos de detenção superiores a todos as outras técnicas analisadas, além da dependência de condições climáticas favoráveis para promover a remoção de patógenos.

A problemática relativa ao espaço necessário para aplicação de tecnologias desinfetantes é baseada na disponibilidade de área, variável para cada estação de tratamento. Quanto à restrição referente ao tempo de contato exigido para eliminação de microorganismos patogênicos, esta se justifica pela constante demanda hídrica do setor agrícola. Dessa forma, um longo período de “espera” para enquadrar os despejos líquidos às restrições microbiológicas das normas vigentes, representa um empecilho à produção agrícola.

O uso de cloro e dióxido de cloro também apresenta desvantagens significativas que os tornam obsoletos em relação às demais tecnologias analisadas. Apesar de não necessitarem de grandes áreas para implantação ou períodos de detenção de alguns dias, tais compostos possuem comprovada toxicidade e instabilidade química, sendo recomendada a *geração in loco* para redução dos riscos aos trabalhadores da ETE. Adicionalmente, geram subprodutos e residuais prejudiciais à saúde humana e não possuem eficácia na inativação de agentes causadores de doenças de veiculação hídrica de difícil eliminação.

O ozonização é um método de desinfecção mais recente e com benefícios em relação aos precitados. Dentre os aspectos favoráveis são destacados: a capacidade de eliminar os principais patógenos encontrados nos efluentes sanitários, o uso de tempos de detenção curtos (entre 10 e 30 minutos) e a ausência de subprodutos e/ ou residuais reconhecidamente tóxicos ao ser humano. Entretanto, a rápida decomposição do ozônio a espécies de menor potencial biocida e a elevada toxicidade, tornam necessária à geração deste agente químico próximo ao local de aplicação, além de cuidados relativos à proteção dos trabalhadores que possam entrar em contato com este gás.

Uma comparação entre o uso de ozônio e a radiação UV evidencia a superioridade do último método. Apesar de a ozonização atender aos itens previamente estabelecidos para tornar eficiente uma tecnologia quanto ao enquadramento de efluentes sanitários às normas vigentes para as práticas agrícolas, a radiação UV apresenta vantagens adicionais que tornam esta tecnologia mais recomendada.

CAPÍTULO VI

CONCLUSÃO

Baseado nas informações contidas neste trabalho foi possível observar que os métodos de desinfecção de lagoas de maturação, cloração, dióxido de cloro e ozonização apresentam empecilhos que os tornam obsoletos em relação a tecnologias mais recentes como a radiação UV.

Vale ressaltar que a radiação UV também possui aspectos desfavoráveis, apesar de menos relevantes para inviabilizar tal tecnologia. As ETE's que adotarem este agente desinfetante devem possuir um sistema de controle que possibilite a aplicação de dosagem letal de radiação UV, a fim de evitar o fenômeno de autoreparação dos patógenos. Entretanto, o principal desafio para eficiência deste método é alteração do poder biocida pela presença de sólidos dissolvidos e turbidez no meio líquido, razão pela qual um tratamento convencional eficiente na redução destes parâmetros se faz necessário.

Quanto às vantagens, a radiação UV possui elevado potencial de inativação dos principais patógenos encontrados nos efluentes sanitários. Ademais, não produz subprodutos e/ ou residuais, além de demandar tempos de contato mínimos (na ordem de segundos) quando comparados às tecnologias de lagoas de maturação, cloração, dióxido de cloro e ozonização.

Dessa forma, desconsiderando o aspecto econômico não avaliado neste trabalho, podemos concluir a superioridade do método de radiação UV para o enquadramento dos esgotos domésticos às normas vigentes para o reúso agrícola.

CAPÍTULO VII

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12209 - Elaboração de projetos hidráulico - sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro-RJ, 2011. 53p.
- ACHESON, D.W.K.; *Food Waterborne Illnesses*. Reference Module in Biomedical Sciences from Encyclopedia of Microbiology, 2014.
- AFGAN, N.H., BOGDAN, Z., DUIC, N.; *Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, v.1, 2004.
- AGRA, C.A.; *Tratamento de águas residuárias domésticas em reatores de biomassa dispersa e biomassa aderida*. Dissertação (Mestrado): Campina Grande-PA. Universidade Estadual da Paraíba, 2009.
- ALABURDA, J., NISHIHARA, L.; *Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços*. Separata de: Revista Saúde Pública, v.23, n.2. São Paulo-SP, 1998.
- ALÉM SOBRINHO, P., SAMUDIO, E.M.M.; *I-029 Estudo sobre remoção biológica de fósforo de esgoto sanitário, através do processo de lodos ativados operados em batelada*. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-RS, 2000.
- ALMEIDA, C.M.M.; *Desinfecção com dióxido de cloro*. Boletim da Sociedade Portuguesa de Química, n.105, 2007.
- ANA – Agência Nacional das Águas. *Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil – Informe 2014*. Ministério do Meio Ambiente. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. Brasília – DF, 2014.
- ANDRADE, R.C.de.; *Aplicação do dióxido de cloro no tratamento de água para consumo humano: Desinfecção para controle de oocistos de Cryptosporidium sp., formação de subprodutos e manutenção de residuais desinfetantes em sistemas de distribuição*. Dissertação (Mestrado): Viçosa-MG. Universidade Federal de Viçosa, 2010.

- ASANO, T.; *Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Management Library*, v. 10, 1998.
- ASSIRATI, D.M.; *Desinfecção de efluentes de ETE com ozônio para uso agrícola*. Dissertação (Mestrado). Campinas-SP: Universidade Estadual de Campinas, 2005.
- AZEVEDO, L.S.; *Aproveitamento dos subprodutos gerados nas estações de tratamento de esgoto de Juiz de Fora*. Dissertação (Graduação). Juiz de Fora-MG: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2014.
- BARBOSA, M.S.; *A percepção de agricultores familiares e formuladores de políticas – O reúso da água no semiárido baiano*. Dissertação (Doutorado): Salvador-BA. Universidade Federal da Bahia, 2012.
- BASSANI, L. *Desinfecção de Efluente Sanitário por Ozônio: Parâmetros Operacionais e Avaliação Econômica*. Dissertação (Mestrado): Florianópolis-SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.
- BATISTA, A.A, MEIRELES, A.C.M., DE ANDRADE, E.M., ARAÚJO NETO, J.R., PALÁCIO, H.A.Q.; *Relação entre nitrogênio e fósforo nas águas superficiais do açude Óros-CE*. Anais do IV WINOTEC – Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação. Fortaleza-CE, 2012.
- BENTO, A.P., SEZERINO, P.H., PHILIPPI, L.S.; *Caracterização a microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: Um instrumento de avaliação e controle do processo*. Separata de: Engenharia Sanitária e Ambiental, v.10, n.4. 2005.
- BERNARDO, S.; *Impacto ambiental da irrigação no Brasil. Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura*. Viçosa-MG: MMA, SRH, ABEAS. Universidade Federal de Viçosa, 1997. 252p
- BERNARDI, C.C.; *Reuso de água para irrigação*. Dissertação (Mestrado). Brasília-DF: ISEA-FGV/ ECOBUSINESS SCHOOL, 2003.
- BERTOCINI, E.I.; *Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola*. Separata de: Revista Tecnológica & Inovação Agropecuária. São Paulo-SP, 2008.

- BERTON, R.S., PIRES, A.M.M., ANDRADE, S.A.L.de., ABREU, C.A.de., AMBROSANO, E.J., SILVEIRA, A.P.D.da.; *Toxicidade do níquel em plantas de feijão e efeitos sobre a microbiota do solo*. Separata de: Pesquisa Agropecuária, v.41, n.8. Brasília-DF, 2006.
- BOLTON, J.R., COTTON, C.A.; *The Ultraviolet Disinfection Handbook*. 1º ed, 2008.
- BORGES, J.T., GUIMARÃES, J.R., EBERLIN, M.M.; *Determinação de Trihalometanos em águas de abastecimento utilizando-se a técnica MIMS (Membrane Introduction Mass Spectrometry)*. Anais do 21º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa-PA, 2001.
- BRAGA, B.; REBOUÇAS, A.C., TUNDISI, J.G.; *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*3. ed. São Paulo-SP: Escrituras Editora, 2006
- BRANDÃO, L.P., MOTA, S., MAIA, L.F.; *Perspectivas do uso de efluentes de lagoas de estabilização em irrigação*. Anais do VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vitória-ES, 2002.
- BRASIL. *Resolução CONAMA nº518*. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2004.
- BRASIL. *Resolução CONAMA nº357*. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2005.
- BRASIL. *Resolução CONAMA nº430*. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2011.
- BREGA FILHO, D., MANCUSO, P. C. S.; *Conceito de reuso de água*. In: *Reuso de água*. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. São Paulo-SP, 2002.
- COHN, P.D., COX., M., BERGER, P.S.; *Health and esthetic Aspects of Water Quality*, Water Works Association v.5, 1999.
- CHERNICHARO, C., DANIEL, L.A., FILHO, B.C.; *Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por sistemas de desinfecção*. Rio de Janeiro-RJ: PROSAB, 1999.
- CHOW, V.T., MAIDMENT, D.R., MAYS, L.W.; *Applied hydrology*. New York-USA: McGraw-Hill, 1988.

- CORTÉS-LARA, M.del.C.; *Importancia de los Coliformes fecales como indicadores de contaminación en la Franja Litoral de Bahía de banderas Jalisco-Nayarit*. Separata de: Rev. Biomed.v.14. 2003.
- COTTA, W.A.A., LIMA, L.E.M.; *Medidor de vazão ultrassônico de baixo custo para esgoto sanitário*. VII Jornada de Iniciação Científica, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação do IFES. Espírito Santo-ES: Instituto Federal do Espírito Santo, 2012.
- CRITES, R.; TCHOBANOGLOUS.; *Small and decentralized wastewater management systems*. New York-USA: The McGraw-Hill, 1998.
- DANIEL, L.A.; *Alternativas para desinfecção de esgoto sanitário*. Anais do Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento. Vitória-ES, 2000.
- DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A.; *Métodos e técnicas de tratamento de água*. 2ª ed, São Carlos-SP , 2005. 792p
- DIELLE, E.F.; *Estudo da Nova Norma Brasileira de Projeto de Estação de Tratamento de Esgotos – NBR. 12.209/2011*. Dissertação (Graduação): Juiz de Fora-MG. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2014.
- EDSTROM INDUSTRIES INC. *Ultraviolet disinfection*, p. 3-8, 2003.
- EPA - Environment Protection Agency. *Guidelines for Environment Management: Use of Reclaimed water*. Publication nº 464.2. EPA Victoria - AUS, 2003.
- FONSECA, P.W.; *Avaliação do desempenho e caracterização de parâmetros em lagoas facultativas e de maturação*. Dissertação (Mestrado): Rio de Janeiro-RJ. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005.
- FORNEY, L.; *Advances in disinfection techniques for water reuse*. Handbook of Water and Energy Management in Food Processing. Georgia Institute of Technology, USA, p. 700-719, 2008.
- FREITAS, K.R.; *Caracterização e reuso de efluentes do processo de beneficiamento da indústria têxtil*. Dissertação (Mestrado): Florianópolis-SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2002.

- FREIRE, M.B.G. dos S.; RUIZ, H.A., RIBEIRO, M.R., FERREIRA, P.A., ALVAREZ, V.H.V.; FREIRE, F.J.; *Estimativa do risco de sodificação de solos de Pernambuco pelo uso de águas salinas*. Separata de: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, n.2. Campina Grande - PA, 2003.
- FRIEDLER, E.; *Water reuse - an integral part of water resources management: Israel as a case study*. Water Policy, v.3. 2001.
- FRICKER, C.; *What is now required for water?*, Molecular Microbial Diagnostic Methods, p.59-77, 2016.
- FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. *Manual de saneamento*. 3.ed.rev. Ministério da Saúde. Brasília-DF, 2007. 409p.
- FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. *Manual de cloração de água em pequenas comunidades – Utilizando o clorador simplificado*. Ministério da Saúde. 1.ed. Brasília-DF: Fundação Nacional de Saúde, 2014.
- GASPERI, R.P.L.F.; *Caracterização de resíduos de caixas de gordura e avaliação da flotação como alternativa para o pré- tratamento*. Dissertação (Mestrado): São Carlos-SP. Universidade de São Paulo, 2012.
- GONÇALVES, R.F. *Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de organismos patogênicos e substâncias nocivas. Aplicação para fins produtivos como agricultura, aquicultura e hidroponia*. Vitória- ES: ABES, 2003. 438 p.
- GONZÁLEZ, M.I.G., RUBALCABA, S.C.; *Uso seguro y riesgos microbiológicos del agua residual para la agricultura*. Separata de: Revista cubana de salud pública, v.37. Cuba, 2011.
- GUO, M., HU, H., BOLTON, J.R., EL-DIN, M.G.; *Comparison of low- and medium-pressure ultraviolet lamps: Photoreactivation of Escherichia coli and total coliforms in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants*. Water Research v.43, p.815–821, 2009

- GUO, M., HUANG, J.J., HU, H.Y., LIU, W.J.; *Growth and Repair Potential of Three Species of Bacteria in Reclaimed Wastewater after UV Disinfection*. Biomedical and Environmental Sciences, v. 24, I.4, 2011.
- GRAY, N.F, PERCIVAL, S.L., YATES, M.V., WIALLIAMS, D.W., CHALMERS, R.M.; *Microbiology of Waterborne Diseases: Microbiological Aspects and Risks*. 2ed. Elsevier's Science & Technology: Oxford-ENG, 2013.
- GRUNE, T.; *Oxidants and Antioxidant Defense Systems*. The Handbook of Environmental Chemistry, 243p., 2005.
- HALLMICH, C., GEHR, R.; *Effect of pre- and post-UV disinfection conditions on photoreactivation of fecal coliforms in wastewater effluents*. Water Research, v.44, I.9, 2010.
- HENRIQUE, I.N., SOUZA, J.T., CEBALLOS, B.S.O.; BRASIL, D.P.; *Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos*. Separata de: Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, n.2. Rio de Janeiro-RJ, 2010.
- HUI, Y.H., SHERKAT, F.; *Handbook of Food Science, Technology, and Engineering*. v. 4, 2005.
- ISO 21348; *Space environment (natural and artificial) — Process for determining solar irradiances*, 2007.
- JAIQUES, R.C.; *Qualidade da água de chuva no município de Florianópolis e sua potencialidade para aproveitamento em edificações*. Dissertação (Mestrado): Florianópolis-SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2005.
- JIMÉNEZ, B., DRESCHER, P., KONÉ, D., BAHRI, A., SALLY, R.L., QADIR, M.; *Wastewater, sludge and excreta use in developing countries: an overview*. Wastewater Irrigation and Health: Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries. London-ENG, 2010.
- JORDÃO, E. P., PESSÔA, C. A.; *Tratamento de esgotos domésticos*. 7. ed. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2014. 1087p.

- JORDÃO, E.P, VOLSCHAN JR., I.; *Tratamento de esgotos em empreendimentos habitacionais*. Brasília-DF, 2009. 130 p
- JONES, S.; *Microbial Contamination and Shellfish Safety*. New Hampshire-USA: University of New Hampshire, 2009.
- JONES, M., FOSBERY, R., GREGORY, J., TAYLOR, D.; *Cambridge International AS and A Level Biology Coursebook*. 4ed., 2014.
- LAVRADOR FILHO, J.; *Contribuição para o entendimento do reuso planejado da água e algumas considerações sobre suas possibilidades no Brasil*. Dissertação (Mestrado): São Paulo-SP. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1987.
- LECHEVALLIER, W., NORTON, W.D., ALTHERHOLF, T.B.; *Chlorine Dioxide for Control of Cryptosporidium and Disinfection By-products*. Proceedings of the American Water Works Association Quality Technology Conference. Boston-USA, 1997.
- LEITE, E.M.; *Reuso de água na gestão integrada de recursos hídricos*. Dissertação (Mestrado): Brasília-DF. Universidade Católica de Brasília, 2003.
- LINDEN, K.G., MOFIDI, A.A.; *Disinfection Efficiency and Dose Measurement of Polychromatic UV Light: High*. 115p., 2004.
- LIU, O.C., SERAICHEKAS, E.W.A., BRASHEAR, D.A., KATZ, E.L., JR. HILL, W.J.; *Relative resistance of twenty human enteric viruses to free chlorine in Potomac water*. Proceedings of the 13th Water Quality Conference. Urbana-Champaign, 1971.
- MAMANE, H., COLORNI, A., BAR, I., MOZES, N.; *The use of an open channel, low pressure UV reactor for water treatment in low head recirculating aquaculture systems (LH-RAS)*. Research Article: Aquacultural Engineering, v.1, I.3, 2010.
- MANCUSO, P.C.S., SANTOS, H.F.dos.; *Reúso de Água*. 1ª ed. São Paulo-SP: Editora Manole Ltda, 2003. 576p.
- MANICKAVASAGAN, A., JAYASURIYA, H.; *Imaging with Electromagnetic Spectrum: Applications in Food and Agriculture*, 2014.
- MARTINS, D.E.A., JÚNIOR OLIVEIRA, R.P., OLIVEIRA, M.A.S.; *Produção eletroquímica de cloro ativo, uma alternativa viável para processos de desinfecção*.

Anais do 12º Encontro de Iniciação Científica e Pós-Graduação do ITA. São José dos Campos-SP, 2006.

MENDONÇA, J.C., SOUZA, E.F., BERNARDO, S., DIAS, G.P., GRIPPA, S.; *Comparação entre métodos de estimativa da evapotranspiração de referência (ET_o) na região Norte Fluminense, RJ*. Separata de: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande-PA, 2003.

METCALF, L., EDDY, H.P.; *Wastater Engineering – Treatment and Reuse*, McGraw Hill International Editions, Civil Engineering Series, 4ed., 2003.

METCALF, L., EDDY, H.P.; *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos*. 5ed, 2015.

MEYER, S.T.; *O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública*. Artigo do Caderno de Saúde Pública, v.10, n.1. Rio de Janeiro-RJ, 1994.

MONTE, H. M., ALBUQUERQUE, A.; *Reutilização de Águas Residuais*. Entidade Reguladora dos Serviços de Água e Esgoto e Instituto Superior de Engenharia de Lisboa. Lisboa-POR, 2010.

MORELLI, E.B.; *Reuso de água na lavagem de veículos*. Dissertação (Mestrado). São Paulo-SP: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2005.

MURRAY, A. RAY, I.; “*Wastewater for agriculture: A reuse-oriented planning model and its application in peri-urban China*”. Article from: Water Research, Energy and Resources Group, University of California, 2010.

NANCE, P., PATTERSON J., WILLIS, A., FORONDA, N., DOURSON, M.; *Human health risks from mercury exposure from broken compact fluorescent lamps (CFLs)*. Original Research Article Regulatory Toxicology and Pharmacology, v.62, 2012.

NASCIMENTO, V.S.F.; *Doenças de Veiculação Hídrica em Trechos da Bacia do Rio Piranhas-Assu: ocorrência de bactérias oportunistas, caracterização epidemiológica e concepções de professores e agentes de saúde*. Dissertação (Mestrado): Natal-RN. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011.

- NUANUALSUWAN, S., THONGTHA, P., KAMOLSIRIPICHAIPORN, S., SUBHARAT, S.; *UV inactivation and model of UV inactivation of foot-and-mouth disease viruses in suspension*. International Journal of Food Microbiology, v. 127, 2008.
- NUVOLARI, A., TELLES, D.D., RIBEIRO, J.T., MIYASHITA, N.J., RODRIGUES, R.B., ARAUJO, R., MARTINELLI, A.; *Esgoto Sanitário - Coleta, Transporte, Tratamento e Reúso Agrícola*. 2 ed. São Paulo-SP: Edgard Blucher, 2011. 562p.
- OLIVEIRA, E.C.M.de.; *Desinfecção de efluentes sanitários tratados através da radiação ultravioleta*. Dissertação (Mestrado): Florianópolis-SC. Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.
- OLIVEIRA, E.M.de.; *Comparação do método de utilização do cloro e método de utilização de ozônio para o tratamento de águas residuárias*. Dissertação (Graduação). São Paulo-SP: Universidade Anhembi Morumbi, 2005.
- OLIVEIRA, H.A.; *Avaliação do Processo de Tratamento Biológico de Águas Residuárias Sanitária e Industrial em Sistema Combinado com Reator Biológico de Contato Seguido de Filtro Aerado Submerso*. Dissertação (Doutorado): São Carlos-SP. Universidade Federal de São Carlos, 2010.
- OLIVEIRA, C.M.R.; *Aplicabilidade de sistemas simplificados para estações de tratamento de esgotos de cidades de pequeno porte*. Dissertação (Graduação): Juiz de Fora-MG. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2014.
- PEREIRA, K.F.; *Desinfecção de efluentes sanitários*. Dissertação (Mestrado): Bauru-SP. Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, 2013.
- PERRIN, A., SOUQUES, M.; *Electromagnetic Fields, Environment and Health*. 167p., 2012.
- PULLAN, R.L., SMITH, J.L., JARASARIA, R., BROOKER, S.J.; *Global numbers of infection and disease burden of soil transmitted helminth infections in 2010*. Parasites Vectors, 2014.
- PROSAB - PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO – *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2009. 430p.

- RATNAYAKA, D.D., RATNAYAKA, M.J., BRANDT, M.J.; *Water Supply*. Twort's Water Supply, 6.ed, 2009.
- RIBEIRO, L.F., FASANARO, R., LAPOLLI, F.R.; *Dióxido de cloro: Suas características e aplicação na desinfecção de águas residuárias*. Anais do 23º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro-RJ: ABES, 2000.
- RIGOBELLO, E.S.; *Avaliação da remoção de diclofenaco e formação de subprodutos em tratamento de água*. Dissertação (Doutorado): São Carlos-SP. Universidade de São Paulo, 2012.
- RODRIGUES, L.S., SILVA, I.J., ZOCCATO, M.C.O., PAPA, D.N., SPERLING, M.V., OLIVEIRA, P.R.; *Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Separata de: Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n1. Campina Grande-PA, 2010.
- RODRIGUEZ, R.A., BOUNTY, S., BECK, S., CHAN, C., MC GUIRE, C., LINDEN, K.G.; *Photoreactivation of bacteriophages after UV disinfection: Role of genome structure and impacts of UV source*. Research Article: Water Research, v.55, 2014.
- SANTOS, A.P.R.dos; *Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-Tifon 85*. Dissertação (Mestrado): Piracicaba-SP. Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz, 2004.
- SANTOS, J.G.dos; *Análise parasitológica em esgotos tratados utilizados na agricultura*. Dissertação (Mestrado): São Paulo-SP. Universidade de São Paulo, 2010.
- SANTOS, I.L.dos.; *Avaliação comparativa de metodologias para análise de dióxido de cloro*. Dissertação (Mestrado): Fortaleza-CE. Universidade Federal do Ceará, 2011.
- SANTOS, A.S.P.; *Tratamento de Águas Residuárias*. Notas de aula – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora-MG, 2012.
- SANZ, N.E., DAVILA, I.S., BALAO, A.A., ALONSO, J.M.Q.; *Modelling of reactivation after UV disinfection: Effect of UV-C dose on subsequent photoreactivation and dark repair*. Water Research, v. 41, I. 14, 2007.

- SAMADPOUR, M., EVANS, PS, EVERETT, D.E.K., GHATPANDE, P., MA, G.F., MIKSCH, R.R.; *Occupational and Environmental Exposures to Waterborne Microbial Diseases*. Textbook of Clinical Occupational and Environmental Medicine, 2005.
- SCHWARZBOLD, A., SOLDATELLI, V.F.; *Comunidade fitoplanctônica em lagoas de maturação, Caxias do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação (Mestrado): Porto Alegre-RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010.
- SCURACCHIO, P.A.; *Qualidade da água utilizada para consumo em escolas no município de São Carlos-SP*. Dissertação (Mestrado): Araraquara-SP. Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, 2010.
- SILVA, L. M.; SOUZA, E. H., ARREBOLA, T. M.; JESUS, G. A.; *Ocorrência de um surto de hepatite A em três bairros do município de Vitória (ES) e sua relação com a qualidade da água de consumo humano*. Separata de: *Ciência saúde coletiva*, v.14, n.6. 2009.
- SINHA, R.P., HADER, D.P.; *UV-induced DNA damage and repair: a review*. Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie, Friedrich-Alexander-Universität, Staudtstr. Erlangen-GER, 2002.
- SINTON, L.W., COLLEY, R.J.D., BELL, R.G.; *Inactivation of enterococci and fecal coliforms from sewage and meat works effluents in seawater chambers*. *Applied Environment. Microbiology* v.60, 1994
- SOBRINHO, A.T., VITORINO, C.T., SOUZA, L.F.C., GONÇALVES, M.C., CARVALHO, D.F.; *Infiltração da água no solo em sistemas de plantio direto e convencional*. Separata de: *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande-PA, 2003.
- SOGA, K., HANDA, O., YAMADA, M., SAKAGAMI, J., YAGI, N., NAITO, Y., YOSHIKAWA, T., ITOH, Y., ARIZONO, N.; *In vivo imaging of intestinal helminths by capsule endoscopy*. *Parasitology International*, v.63. 2014.
- SOUZA, M.E., VIEIRA, S.M.M.; *Uso do reator UASB para tratamento de esgoto sanitário*. Separata de: *Revista DAE*, v.46, n145. São Paulo-SP: 1986.

- SOUZA, G.S.M.B.de.; *Desinfecção de efluentes sanitários por radiação UV e gama: Efeitos na inativação de ovos de Ascaris spp.* Dissertação (Doutorado). Belo Horizonte – MG: Universidade Federal de Minas Gerais, 2011.
- SOUZA, J.B.de, VIDAL, C.M.S, CAVALLINI, G.S., QUARTAROLI, L.R.C., MARCON, L.R.C.; *Avaliação do emprego da radiação ultravioleta na desinfecção de esgoto sanitário.* Separata de: Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas, v.33, n.2. Londrina – PR, 2012.
- SPELLMAN, F.R.; *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*, 3º ed, 2014
- SULTAN, T., AHMAD, S., CHO, J.; *Numerical study of the effects of surface roughness on water disinfection UV reactor* . *Chemosphere*, v. 148, 2016.
- TONON, D.; *Desinfecção de efluentes sanitários por cloração visando o uso na agricultura.* Dissertação (Mestrado): Campinas-SP. Universidade Estadual de Campinas, 2007.
- TORRES, D.M.; *Decaimento bacteriano em lagoas de estabilização no Nordeste brasileiro.* Dissertação (Mestrado): Natal-RN. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2011.
- TROPP, B.; *Molecular Biology: genes to proteins.* University of New York: Jones & Bartlett learning, 2012. 1098p.,
- TUCCI, C.E.M.; *Hidrologia: ciência e aplicação.* 2 ed. Porto Alegre-RS: Editora Universidade, 2000. 943p.
- UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura. *Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos: Água para um Mundo Sustentável – Sumário Executivo.* WWRD, 2015.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) - *Microbial and Disinfection Byproduct Rules Simultaneous Compliance Guidance Manual*, Washington DC-USA, 1999.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) - *Ultraviolet light disinfection guidance manual – an overview.* Environmental Protection Agency, Office of Ground Water and Drinking Water, 2003.

- VALENTE, J.P.S., PADILHA, P.M., SILVA, A.M.M.; *Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP*. São Paulo-SP: Eclética Química, v. 22. 1997.
- VERMEULEN, L.C., HOFSTRA, N., KROEZE., C., MEDEMA, G.; *Advancing waterborne pathogen modeling: lessons from global nutrient export models*. Current Opinion in Environmental Sustainability, Volume 14, p. 109-120, 2015.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3 ed. Belo Horizonte-MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.
- WANG, L.K., SHAMMAS, N.K.; *Water and Wastewater Engineering: Hydraulics*, 2016.
- WATSON, J.D.; *Molecular Biology of the Gene*, Pearson/Benjamin Cummings, 2008. 841 p.
- WATSON, K., SHAW, G., LEUSCH, F.D.L., KNIGHT, N.L.; *Chlorine disinfection by-products in wastewater effluent: Bioassay-based assessment of toxicological impact*. Water Research, v.46. 2012.
- WEF – Water Environment Federation. *Wastewater Disinfection: Manual of practice*. 1996
- WHITE, J.C.; *Handbook of chlorination and Alternative Disinfectants*. 4ª ed. New York: John Wiley & Sons, 1999. 1569p.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards. Of a WHO meeting of experts*. Technical report. Genebra-SWI, 1973.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Technical report. Genebra-SWI, 1989.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Integrated Guide to sanitary parasitology*. Genebra-SWI, 2004.120pp.
- WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION .*Chlorite and Chorate in Drinking - water*. Background document for development of WHO - Guidelines for Drinking-water Quality. Genebra-SWI, 2005.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater*. Geneva-SWI, 2006.

WICKRAMANAYAKE, G.B., RUBIN, A.J., SPROUL, O.J.; *Inactivation of Giardia lamblia Cysts with ozone*. Article from: Applied and Environmental Microbiology, v.48, n.3. American Society of Microbiology, 1984.

WOODALL, C.J.; *Waterborne diseases – What are the primary killers?* Desalination, p.616-621, 2008.

WRIGHT, H.B., CAIRNS, W.L. *Desinfección de agua por medio de luz ultravioleta*. In: Simposio regional sobre calidad del agua: Desinfección efectiva, Lima- PER, 1998.

ZIOLLI, R.L., RODRIGUES, C.P., GUIMARÃES, J.R., FIGUEIREDO, R.F.; *Descontaminação bacteriológica de água de abastecimento por meio de fotocatalise heterogênea utilizando luz solar*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES. Campinas-SP, 2000.

SITES: Acessados em 19/03/2016

< <http://www.abc.net.au>>

< <https://bioweb.uwlax.edu> >

< <http://www.naturaltec.com.br>>

< <http://www.seara.rn.gov.br>>

<<http://www.snatural.com.br> >