



JOSIMAR AUGUSTO CAMPOS

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA
FACULTATIVA COM ÁCIDO
TRICLOROISOCIANÚRICO: AVALIAÇÃO DA
INATIVAÇÃO DE COLIFORMES**

**CAMPINAS
2014**



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

JOSIMAR AUGUSTO CAMPOS

DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA
FACULTATIVA COM ÁCIDO
TRICLOROISOCIANÚRICO: AVALIAÇÃO DA
INATIVAÇÃO DE COLIFORMES

Orientador: Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho

Dissertação de mestrado apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente.

**ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA
DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELO ALUNO JOSIMAR AUGUSTO
CAMPOS E ORIENTADO PELO PROF. DR. BRUNO CORAUCCI
FILHO.**

ASSINATURA DO ORIENTADOR

CAMPINAS
2014

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

C157d Campos, Josimar Augusto, 1968-
Desinfecção de efluente de lagoa facultativa com ácido tricloroisocianúrico :
avaliação da inativação de coliformes / Josimar Augusto Campos. – Campinas, SP
: [s.n.], 2014.

Orientador: Bruno Coraucci Filho.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de
Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Cloro. 2. Esgostos. 3. Desinfecção. 4. Água - Doenças. I. Coraucci Filho,
Bruno, 1948-. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia
Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Disinfection of sanitary effluent of facultative pond with
trichloroisocyanuric acid : evaluation of inactivation of coliforms

Palavras-chave em inglês:

Chloro

Sewage

Disinfection

Water - Diseases

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Mestre em Engenharia Civil

Banca examinadora:

Bruno Coraucci Filho [Orientador]

Edson Aparecido Abdul Nour

Flávio Rubens Lapolli

Data de defesa: 18-07-2014

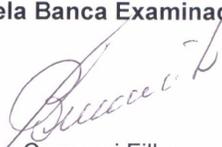
Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

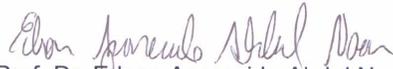
DESINFECÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA FACULTATIVA COM
ÁCIDO TRICLOROISOCIANÚRICO: AVALIAÇÃO DA INATIVAÇÃO
DE COLIFORMES

Josimar Augusto Campos

Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Prof. Dr. Bruno Coraucci Filho
Presidente e Orientador/Unicamp



Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour
Unicamp



Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
UFSC

Campinas, 18 de julho de 2014

RESUMO

Para minimizar o impacto causado pelo lançamento dos efluentes nos corpos hídricos é necessário que os mesmos passem por uma etapa de desinfecção, antes de sua disposição final, objetivando conter a disseminação das doenças de veiculação hídrica. Neste contexto, este trabalho tem o objetivo de avaliar um sistema de cloração utilizando pastilhas de ácido triclorisocianúrico, aplicado para desinfecção do efluente sanitário de uma lagoa facultativa, no município de Itirapuã - SP. Para a avaliação utilizou-se um ensaio experimental, realizado em laboratório, onde foram testadas as concentrações de 2,5, 3,5, 5, 10, 15 e 20 mg.L⁻¹ de cloro residual total, nos tempos de contato de 5, 15, 30, 45 e 60 minutos, para definição da dosagem; além do teste em escala real com a implantação do sistema na estação de tratamento de esgoto para análise do desempenho, que foi baseada na inativação de bactérias do grupo coliforme. No ensaio experimental, com a aplicação de 3,5 mg.L⁻¹ de cloro residual total em tempo de contato de 30 minutos, o que resulta no fator CT de 105 mg.min.L⁻¹, atingiu-se inativação de 5 log e 4,5 log para coliformes totais e *E.coli*, respectivamente. Com o sistema implantado na estação de tratamento de esgoto, na concentração de 10 mg.L⁻¹ de cloro residual total aplicado no efluente, a inativação de coliforme total foi de 4,7 log e de *E.coli* 4,6 log. Os resultados obtidos demonstram que o sistema foi efetivo na desinfecção do efluente, possibilitando seu lançamento em corpos d'água classe 2 sem comprometimento da qualidade bacteriológica, além de ser operacionalmente simples.

Palavras-chave: Cloro, doenças de veiculação hídrica, dosagem, esgoto, bactéria, reúso.

ABSTRACT

To minimize the impact caused by the release of sewage in water bodies is necessary that it pass through a stage of disinfection, prior to its final disposal, aiming to contain the spread of waterborne diseases. In this context, this study aims to evaluate a system of chlorination using trichloroisocyanuric acid tablet, applied to disinfect the sanitary effluent of a facultative pond, in Itirapuã - SP. The evaluation was done using an experimental testing, performed in the laboratory, in which they were tested concentrations of 2.5, 3.5, 5, 10, 15 and 20 mg.L⁻¹ of total residual chlorine in contact times of 5, 15, 30, 45 and 60 minutes, for definition of dosing; beyond the onsite testing with the system deployment in the sewage treatment station for performance analysis, which was based on inactivation of coliform group bacteria. In experimental testing, the application of 3.5 mg.L⁻¹ of total residual chlorine, in contact time of 30 minutes, which results in CT factor of 105 mg.min.L⁻¹, reached inactivation of 5 log and 4.5 log for total coliforms and E. coli, respectively. In the onsite testing, at a concentration of 10 mg.L⁻¹ of total residual chlorine applied in the effluent, the inactivation of total coliform was 4.7 log and E. coli 4.6 log. The results obtained demonstrate that the system was effective in disinfecting the effluent, enabling its launch in bodies of water class 2 without compromising the bacteriological quality, besides being operationally simple.

Key words: Chloro, waterborne diseases, dosage, sewage, bacteria, reuse.

SUMÁRIO

	Página
1	INTRODUÇÃO..... 1
2	OBJETIVO..... 5
2.1	Objetivo Geral 5
2.2	Objetivo Específico 5
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA7
3.1	Disponibilidade Hídrica7
3.2	Saneamento Básico9
3.3	Caracterização do Esgoto Doméstico..... 11
3.3.1	Padrão para Lançamento de Esgoto no Brasil.....12
3.3.2	Reúso de Esgoto14
3.4	Doenças de Veiculação Hídrica15
3.5	Indicadores de Qualidade de Água19
3.6	Desinfecção e Esterilização20
3.6.1	Mecanismos da Desinfecção.....20
3.6.2	Cinética da Desinfecção.....21
3.6.3	Fatores que Interferem no Processo de Desinfecção22
3.7	Processos de Desinfecção Aplicados em Esgoto25
3.7.1	Radiação Ultravioleta.....26
3.7.2	Filtração em Membranas.....28
3.7.3	Ozonização.....30
3.7.4	Aplicação de Ácido Peracético.....32
3.7.5	Processos Oxidativos Avançados (POA).....35
3.7.6	Cloração.....37
3.7.6.1	Histórico37
3.7.6.2	Considerações Gerais.....39
3.7.6.3	Fontes de Cloro.....40
3.7.6.4	Formas Químicas do Cloro.....44

3.7.6.5	Dosagem de Cloro para Desinfecção de Esgoto.....	47
3.7.6.6	Formas de Aplicação do Cloro	50
3.7.6.7	Descloração.....	51
3.7.6.8	Subprodutos da Cloração	51
3.7.6.9	Custo da Cloração.....	52
3.8	Vantagens e Desvantagens dos Processos de Desinfecção.....	53
4	MATERIAL E MÉTODO	55
4.1	Caracterização da Área de Estudo.....	55
4.2	Descrição da Estação de Tratamento de Esgoto	57
4.3	Etapa 1 – Estudo da Capacidade de Dosagem do Clorador	59
4.3.1	Descrição do Clorador.....	60
4.3.2	Instalação e Teste do Clorador.....	62
4.3.3	Cálculo do Volume e Área Molhada do Clorador	64
4.3.4	Ensaio Realizados no Teste do Clorador	65
4.3.5	Ácido Tricloroisocianúrico Utilizado no Teste do Clorador	66
4.4	Etapa 2-Ensaio Experimental para Estimativa da Dosagem de Cloro.....	67
4.4.1	Caracterização do Efluente.....	68
4.4.2	Descrição do Ensaio Experimental-Concentração e Tempo de Contato.....	69
4.4.3	Produtos Químicos Utilizados	73
4.5	Etapa 3-Implantação do Sistema de Desinfecção na ETE	73
4.5.1	Instalação do Clorador na ETE.....	74
4.5.2	Avaliação do Sistema de Desinfecção.....	76
4.5.3	Caracterização do Efluente da ETE	76
4.5.4	Avaliação do Custo da Desinfecção.....	76
4.6	Tratamento Estatístico dos Resultados.....	77
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	79
5.1	Etapa 1 - Estudo da Capacidade de Dosagem do Clorador.....	79
5.2	Etapa 2 - Ensaio Experimental para Estimativa da Dosagem de Cloro.....	85
5.2.1	Caracterização do Efluente.....	85
5.2.2	Avaliação da Dosagem de Cloro.....	86
5.3	Etapa 3 – Implantação do Sistema de Desinfecção na ETE.....	92

5.3.1	Caracterização do Efluente.....	92
5.3.2	Avaliação da Eficiência de Desinfecção	93
5.3.3	Avaliação do Cloro no Corpo Receptor	101
5.3.4	Avaliação Operacional	102
5.3.5	Avaliação do Custo de Desinfecção com ATCI.....	102
6	CONCLUSÃO.....	105
7	RECOMENDAÇÕES OU SUGESTÕES.....	107

DEDICATÓRIA

A minha esposa Eliana e filhos, Larissa e Humberto.

AGRADECIMENTOS

Recordo-me de todos que contribuíram para que eu chegasse ao final deste trabalho.

Assim agradeço:

- Primeiramente a Deus;
- À minha esposa e filhos pelo apoio e compreensão;
- Ao Professor Doutor Bruno Coraucci Filho pela orientação e ao engenheiro Orlando Antunes Cintra Filho pelo incentivo e apoio;
- Aos companheiros de trabalho da Sabesp de Franca, sobretudo a equipe da Divisão de Controle Sanitário e Ambiental (RGOC), a equipe da área de manutenção (RGFF2) e aos funcionários da Sabesp de Itirapuã;
- Aos amigos; Alex Veronez, Bethania Cavalheiro e Paulo Vítor Albano pela companhia nas viagens até Campinas;
- Aos companheiros, Luccas Marini pelo apoio com o artigo, e José Bianchini Neto pelo apoio na estatística;
- Aos professores e funcionários da pós-graduação da FEC-Unicamp;
- À Sabesp de Franca e à Unicamp pela oportunidade do mestrado.

LISTA DE FIGURAS

	página
FIGURA 3.1 Usos da água no mundo.....	7
FIGURA 3.2 Relação entre coleta de esgoto e mortalidade infantil	18
FIGURA 3.3 Visualização do espectro eletromagnético para a radiação ultravioleta	26
FIGURA 3.4 Rotas de oxidação da matéria orgânica pelo ozônio.....	31
FIGURA 3.5 Estrutura química do ácido peracético.....	33
FIGURA 3.6 Número de estações de tratamento de esgoto por ano nos EUA	38
FIGURA 3.7 Evolução da população atendida com ETE clorada por ano nos EUA	38
FIGURA 3.8 Fórmula estrutural do ATCI	42
FIGURA 3.9 Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH e temperatura	45
FIGURA 3.10 Cloração ao breakpoint.....	47
FIGURA 4.1 Localização de Itirapuã.....	56
FIGURA 4.2 ETE de Itirapuã	56
FIGURA 4.3 Fluxograma da ETE	57
FIGURA 4.4 Lagoa anaeróbia.....	59
FIGURA 4.5 Lagoa facultativa 1	59
FIGURA 4.6 Lagoa facultativa 2	59
FIGURA 4.7 Tanque de contato.....	59
FIGURA 4.8 Clorador com pastilhas de ATCI	60
FIGURA 4.9 Ilustração do clorador	61
FIGURA 4.10 Clorador instalado na ETA.....	62
FIGURA 4.11 Medida da altura da área molhada no clorador	65
FIGURA 4.12 Pastilhas de ATCI	66
FIGURA 4.13 Teste de cloração do efluente	69
FIGURA 4.14 Clorador instalado na ETE.....	74
FIGURA 4.15 Fluxo de esgoto no clorador	74
FIGURA 5.1 Variação do cloro em função da altura dos furos do tubete e vazão.....	80
FIGURA 5.2 Teste do clorador em diferentes alturas de furos no tubete.....	81
FIGURA 5.3 Teste do clorador com tubete perfurado a 5 cm de altura.....	82
FIGURA 5.4 Teste do clorador com tubete perfurado a 10 cm de altura.....	82

FIGURA 5.5	Teste do clorador com tubete perfurado a 20 cm de altura.....	83
FIGURA 5.6	Teste do clorador com tubete perfurado a 30 cm de altura.....	84
FIGURA 5.7	Variação da concentração de cloro residual total.....	85
FIGURA 5.8	Inativação de coliformes totais no teste com NaClO	88
FIGURA 5.9	Inativação de <i>Escherichia coli</i> no teste com NaClO	88
FIGURA 5.10	Inativação de coliformes totais no teste com ATCI	89
FIGURA 5.11	Inativação de <i>Escherichia coli</i> no teste com ATCI	90
FIGURA 5.12	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 1.....	93
FIGURA 5.13	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 2.....	95
FIGURA 5.14	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 3.....	96
FIGURA 5.15	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 4.....	97
FIGURA 5.16	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 5.....	99

LISTA DE TABELAS

	página
TABELA 3.1 Atendimento com água e esgoto no Brasil no ano de 2011.....	10
TABELA 3.2 Características biológicas do esgoto	11
TABELA 3.3 Características físicas do esgoto.....	11
TABELA 3.4 Características químicas do esgoto.....	12
TABELA 3.5 Padrões de lançamento para efluente sanitário.....	13
TABELA 3.6 Recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS) para a qualidade do esgoto em reúso agrícola.....	15
TABELA 3.7 Doenças com transmissão relacionada com a água.....	16
TABELA 3.8 Taxa de mortalidade infantil no Brasil – 2011	17
TABELA 3.9 Mortalidade por doença diarreica aguda em menores de 5 anos – 2011	17
TABELA 3.10 Padrão para coliforme termotolerante em função da classe da água	19
TABELA 3.11 Formas de expressar a inativação de coliformes	23
TABELA 3.12 Fator CT (mg.min.L ⁻¹) de alguns desinfetantes para eficiência de 99%	24
TABELA 3.13 Grau de fotorreativação para coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	28
TABELA 3.14 Tamanho do poro e pressão aplicada nos sistemas de filtração	29
TABELA 3.15 Eficiência de inativação do NaClO e APA em unidades logarítmicas	34
TABELA 3.16 Propriedades físico-químicas do cloro	40
TABELA 3.17 Características do ATCI.....	43
TABELA 3.18 Valores de pH da solução a 1% dos principais produtos clorados.....	43
TABELA 3.19 Condições de pH e razão molar para formação de cloraminas	46
TABELA 3.20 Dosagem típica de cloro para desinfecção de esgotos brutos e tratados	48
TABELA 3.21 Valor CT de cloro residual livre na inativação de vírus e cisto de <i>Giardia</i> .	49
TABELA 3.22 Valor de CT de cloro e cloraminas para inativação de <i>E.coli</i>	49
TABELA 3.23 Custo dos processos de desinfecção no Brasil.....	53
TABELA 3.24 Vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção.....	54
TABELA 4.1 Características das lagoas da ETE de Itirapuã	58
TABELA 4.2 Teste do clorador.....	63
TABELA 4.3 Características do ácido tricloroisocianúrico	67
TABELA 4.4 Metodologia utilizada para os ensaios.....	68

TABELA 4.5	Concentração de cloro aplicada.....	70
TABELA 4.6	Súmula do teste com hipoclorito de sódio e ácido tricloroisocianúrico	72
TABELA 4.7	Características do hipoclorito de sódio	73
TABELA 5.1	Resultados médios dos testes para estudo da capacidade de dosagem do clorador.....	79
TABELA 5.2	Caracterização do efluente da lagoa facultativa de Itirapuã	86
TABELA 5.3	Inativação média de coliformes totais e <i>E.coli</i> para o NaClO e ATCI.....	87
TABELA 5.4	Resultados da caracterização do efluente	92
TABELA 5.5	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 1	93
TABELA 5.6	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 2.....	94
TABELA 5.7	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 3.....	96
TABELA 5.8	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 4.....	97
TABELA 5.9	Eficiência de inativação de coliformes totais e <i>E.coli</i> – teste 5.....	98
TABELA 5.10	Custo da desinfecção com ácido tricloroisocianúrico	103

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ANA	Agência Nacional das Águas
ANVISA	Agência Nacional de Vigilância Sanitária
APA	Ácido peracético
ATCI	Ácido tricloroisocianúrico
ATM	Atmosfera
AWWA	American Water Works Association
CaClO₂	Hipoclorito de cálcio
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cl	Cloro
ClO₂	Dióxido de cloro
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono orgânico total
CRT	Cloro residual total
CT	Coliformes totais
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DPD	N, N-diethyl-p-phenylenediamine
DQO	Demanda química de oxigênio
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
H₂S	Sulfeto de hidrogênio
HOCl	Ácido hipocloroso
HAA	Ácidos haloacéticos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IQA	Índice de qualidade de água

LOG	Logaritmo ou unidade logarítmica
NaClO	Hipoclorito de sódio
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NCl₃	Tricloreto de nitrogênio
NH₂Cl	Monocloramina
NH₃	Nitrogênio amoniacal
NHCl₂	Dicloramina
nm	Nanômetro
NMP	Número mais provável
NSF	National Sanitation Foundation
O₃	Ozônio
°C	Grau Celsius
OCl	Ion hipoclorito
OH⁻	Hidroxila
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial hidrogeniônico
POA	Processos Oxidativos Avançados
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
PUCPR	Pontifícia Universidade Católica do Paraná
PVC	Policloreto de vinila
r	Coefficiente de Correlação de Pearson
RNA	Ácido ribonucleico
RPM	Rotação por minuto
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
TAM	Triometanos
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
UFC	Unidade formadora de colônia
UGRHI	Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

µm	Micrômetro
UNEP	United Nations Environment Programme
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta

1 Introdução

Atualmente, cerca de 7 bilhões de pessoas vivem na terra, um aumento de 32 % desde 1992, quando a população era de 5,3 bilhões (UNEP, 2012). Reflexo deste crescimento demográfico é a pressão exercida sobre os recursos naturais. Enquanto a população cresceu três vezes no século XX, o consumo de água aumentou seis (VICTORINO, 2007).

O aumento da demanda por fontes de água para consumo humano e industrial, aliada ao comprometimento da qualidade da água dos mananciais de abastecimento, tem incentivado a busca por procedimentos mais adequados para reduzir a poluição dos recursos hídricos (BILOTTA, 2012), severamente degradados na maioria dos países, independente do nível de desenvolvimento.

Os recursos hídricos têm sido contaminados por organismos patogênicos através do lançamento do esgoto tratado e *in natura*, agravando o risco de transmissão das doenças de veiculação hídrica, como a diarreia, por exemplo, que segundo a ONU (2012) matou 2 milhões de pessoas e causou 4 bilhões de episódios da doença no ano de 2011. No Brasil, cerca de 46 mil crianças, menores de cinco anos de idade, morreram por diarreia no ano de 2011 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2012).

Estações de tratamento de esgoto constituídas por tratamento primário e oxidação biológica proporcionam boa redução dos patógenos, mas insuficiente para garantir níveis de qualidade compatíveis com a saúde pública e proteção do meio ambiente. Para minimizar a exposição do homem aos patógenos veiculados pela água, o esgoto deve passar também por um processo de desinfecção antes da sua disposição final (LAZAROVA *et al.*, 1999 e VESCHETTI, 2003).

A desinfecção do esgoto reduz a carga de organismos patogênicos sem eliminar todos os microorganismos. Ela atua seletivamente sobre determinadas espécies de organismos presentes no esgoto sanitário, tornando-o mais seguro microbiologicamente. Em todo mundo a cloração é o

processo de desinfecção mais antigo e ainda muito utilizado, tanto para água como esgoto (WHITE, 2010), o que se explica pelas facilidades operacionais dos sistemas desenvolvidos.

Entre as fontes de cloro, as mais utilizadas são o cloro gasoso, hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio. Sua ação desinfetante ocorre principalmente pelo mecanismo de oxidação do material celular e independe da fonte de cloro. A cloração tem eficiência comprovada na desinfecção de esgoto, sendo aplicada nos Estados Unidos da América desde o início do século XX (USEPA, 1986).

Entre inúmeros processos para desinfecção do esgoto, a cloração se destaca por apresentar custo baixo, simplicidade operacional, efeito residual, flexibilidade de dosagem e boa eficiência na remoção dos patógenos, podendo ser aplicada tanto em grandes como pequenas estações de tratamento de esgoto.

Os fatores limitantes da cloração incluem o baixo poder desinfetante sobre helmintos e protozoários e a formação de produtos potencialmente tóxicos, como os trialometanos (GONÇALVES, 2003). Entretanto, vários relatos destacam que na presença de nitrogênio amoniacal, um composto inerente ao esgoto, a formação de trialometanos (TAM) é bastante minimizada (SILVA, 2008 e SHUCK, 2004). Como ainda persistem dúvidas e discordâncias quanto a ocorrência dos TAM nos processos de cloração de esgoto, recomenda-se seu monitoramento e controle.

Por outro lado, a redução de patógenos no esgoto pela desinfecção, ainda que obtida com geração de TAM, desde que em níveis aceitáveis, representa benefício por melhorar as condições sanitárias da população através da prevenção das doenças de veiculação hídrica. Portanto, uma situação que pode ser inicialmente admitida em função dos ganhos sociais e que certamente será corrigida ao longo do tempo com a adoção de novas tecnologias.

No Brasil, estações de tratamento de esgoto em comunidades pequenas, na maioria dos casos são sistemas de lagoas de estabilização, localizadas em áreas afastadas e dispendo de infraestrutura e recursos mínimos, mas que também contribuem para a contaminação dos corpos

d'água com o lançamento de seus efluentes. Nestes casos, a implantação de processos de desinfecção representa um desafio ainda maior porque demanda o desenvolvimento de tecnologias ajustadas a esta realidade, que atendam às necessidades sanitárias aliada à praticidade.

Neste contexto, este trabalho pretende utilizar um método simplificado de desinfecção para melhorar a qualidade do efluente nos parâmetros bacteriológicos. Para tanto, tem como objetivo avaliar um sistema de cloração, aplicado em efluente sanitário de lagoa facultativa, utilizando ácido tricloroisocianúrico (ATCI); sendo este uma fonte alternativa de cloro em pastilhas, aplicada através de um dosador simples, de fácil instalação, operação e que dispensa o uso de energia elétrica. Avalia-se o desempenho do processo com variações de dosagem de cloro que resultem em uma eficiência de inativação de coliformes suficiente para manter o padrão de qualidade microbiológica dos corpos d'água, conforme estabelecido pela Resolução Conama 357/05, quando a disposição do efluente ocorrer neste meio.

Este projeto de pesquisa utilizando o ácido tricloroisocianúrico para desinfecção do efluente de lagoa facultativa foi desenvolvido em dois trabalhos. Neste, foi avaliada a eficiência da desinfecção e o outro, desenvolvido por Albano (2014), avaliou-se a formação dos subprodutos da desinfecção.

2 Objetivo

2.1 Objetivo Geral

Avaliar o desempenho de um sistema de cloração com pastilhas de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) na desinfecção de efluente sanitário de lagoa facultativa aplicado em escala real.

2.2 Objetivo Específico

A – Avaliar a quantidade de cloro que o sistema é capaz de dosar.

B - Determinar a dose do ATCI e do hipoclorito de sódio (NaClO) necessária para desinfecção do efluente em estudo.

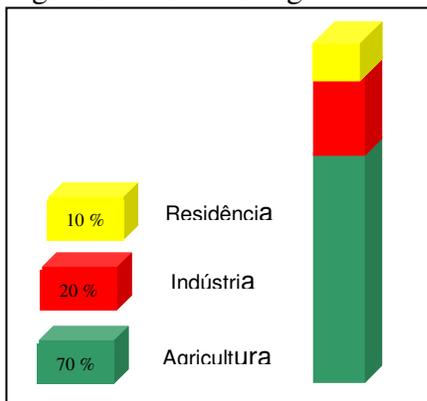
C - Avaliar o sistema quanto a eficiência de inativação de coliformes e o custo da desinfecção com ATCI.

3 Revisão bibliográfica

3.1 Disponibilidade hídrica

Á água é um bem comum de toda humanidade e de enorme importância. Objeto de admiração, sempre despertou fascínio e curiosidade. Está presente no cotidiano das pessoas, sendo utilizada em praticamente todos os segmentos econômicos. De forma geral, mundialmente seu uso preponderante é para agricultura, seguido da indústria e depois pelo consumo doméstico. A figura 3.1 apresenta a distribuição da água quanto ao uso no mundo.

Figura 3.1 - Usos da água no mundo



Fonte: Adaptado de United Nations University (2013)

Abundante no planeta Terra, acreditava ser inesgotável, conceito tornado ultrapassado conforme se aprofundaram os conhecimentos sobre o tema. Ocupando 2/3 da superfície da Terra, a água tem seu volume estimado em 1,37 bilhões de quilômetros cúbicos (VICTORINO, 2007).

A água prontamente disponível para uso do homem corresponde a 0,03 % de toda água do planeta e sua disponibilidade tem diminuído, devido ao crescimento da demanda, o mau uso e o aquecimento global, que tem alterado o regime de chuvas (UNEP, 2012). Na América do Sul, a

quantidade de água disponível é de 12.380 Km³/ano, na Ásia de 11.657 Km³/ano, na América do Norte de 6.662 Km³/ano, na Europa de 6.619 Km³/ano, na África de 3.936 Km³/ano, na Oceania 1.722 Km³/ano e na América Central de 781 Km³/ano (FAO, 2009).

Países como Kuwait, Israel, Jordânia, Arábia Saudita e Iraque, na Ásia; Líbia, Argélia, Etiópia e Cabo Verde, na África; Hungria, França, Espanha e Bélgica, na Europa; e México e Estados Unidos, na América do Norte, são exemplos de quem se encontram em situação de escassez de água (KELMAN, 2004 apud TOFOLI, 2010). Estimativas da FAO (1993) apontaram redução de 32% na disponibilidade hídrica mundial do ano de 1950 até 2000.

Atualmente, 11 % da população mundial não têm acesso a fontes de água potável. Estima-se que em 2025 a demanda de água aumente 50 % nos países em desenvolvimento e 18 % nos países desenvolvidos, criando um cenário onde 1,8 bilhões de pessoas viverão em regiões com absoluta escassez de água e dois terços da população mundial poderão viver sob condições de estresse hídrico (UNWATER, 2014). Conflitos pelo uso da água já estão ocorrendo em regiões como Oriente Médio (Rio Jordão), África (Rio Nilo) e Ásia (Rio Indu e Ganges).

O Brasil detém 11,8% da água doce superficial do mundo, com 68 % dela concentrada na região amazônica, onde vivem 7 % da população brasileira, e os outros 32 % distribuídos desigualmente pelo país para atender a 93 % da população (ANA, 2012).

Refletindo esta condição, o balanço hídrico realizado pela ANA (2013) apresenta três regiões hidrográficas em situação de estresse hídrico; a região do Atlântico Nordeste Oriental, onde estão localizadas as bacias da região semi-árida, devido a baixa disponibilidade hídrica; a região do Paraná na Bacia do Rio Tietê devido a alta demanda para abastecimento urbano associada a uma região de cabeceira e no Sul do País, a região Uruguai e Atlântico Sul devido a alta demanda de água para irrigação. Além dessas, verifica-se um balanço desfavorável em regiões metropolitanas localizadas em bacias litorâneas e/ou em regiões de cabeceira, caracterizadas por baixa disponibilidade hídrica.

Segundo a Organização das Nações Unidas, cada pessoa precisa diariamente de 50 litros de água para atender as necessidades básicas (UNU, 2013). No Brasil, o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2011 (SNIS, 2013) informa que o consumo médio de água é de 162,6 litros por habitante/dia. Os levantamentos do Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) têm mostrado que este valor tem aumentado gradativamente, quando era de esperar estagnação ou queda, por uma questão de sustentabilidade.

3.2 Saneamento básico

Conceitualmente, saneamento do meio é definido pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como o controle de todos os fatores do meio físico do homem que exercem ou podem exercer efeito deletério sobre seu bem estar físico, mental e social. O Saneamento básico é parte do saneamento do meio e segundo a lei 11.445 de janeiro/07, que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, a abrangência destes serviços engloba o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, a limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, além da drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

Também está previsto nesta lei a universalização do saneamento básico, ou seja, todos os domicílios brasileiros devem ter acesso a estes serviços. Especificamente no caso do abastecimento de água e esgotamento sanitário, no diagnóstico dos serviços de água e esgoto de 2011, elaborado pelo SNIS (2013), foi apresentada uma realidade ainda distante deste objetivo, uma vez que o percentual da população atendida com abastecimento de água é de 82,4 %, com coleta de esgoto de 48,1 % e o índice de tratamento dos esgotos gerados de 37,5%, conforme ilustra a tabela 3.1.

Tabela 3.1 Atendimento com água e esgoto no Brasil no ano de 2011

Regiões	Índice de atendimento com rede (%)				Índice de tratamento do esgoto gerado (%)
	Água		Coleta de esgotos		
	Total	Urbano	Total	Urbano	
Norte	54,6	67,9	9,6	11,8	12,7
Nordeste	71,2	89,4	21,3	28,4	30,1
Sudeste	91,5	96,7	73,8	78,8	41,2
Sul	88,2	96,8	36,2	42	34,6
Centro-Oeste	87,3	96	47,5	52	44
Brasil	82,4	93	48,1	55,5	37,5

Fonte: Adaptado de SNIS (2013)

Na prática, são bilhões de litros de esgoto lançados nos corpos d'água sem nenhum tratamento. Atitude contrária à premissa do saneamento do meio, que resulta em vários problemas ambientais com impacto sobre o homem, a vida aquática e o ambiente como um todo (MOTA, 2006).

O despejo dos esgotos domésticos na água provoca poluição, com aumento da quantidade dos sólidos, de matéria orgânica, de nutrientes, além da contaminação pela introdução de microorganismos patogênicos. As conseqüências são inúmeras; assoreamento, redução dos níveis de oxigênio, formação de odores indesejados, eutrofização, aumento da turbidez, efeitos sobre a flora e fauna e propagação de doenças (MOTA, 2006).

O informe da Agência Nacional de Águas (ANA) de 2012, Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, destaca que na avaliação do Índice de Qualidade de Água (IQA), mais da metade das amostras de água analisadas apresentaram desconformidade no parâmetro coliforme termotolerante, reflexo da carência de tratamento de esgoto doméstico no país. Relata ainda que o fato é preocupante, pois está associado às doenças de veiculação hídrica, o que restringe o uso da água para o abastecimento humano, dessedentação de animais, irrigação de hortaliças e atividades recreativas de contato direto da população com a água.

3.3 Caracterização do esgoto doméstico

Para entender as conseqüências do lançamento do esgoto na água, é necessário conhecer do que ele é composto. O esgoto doméstico é proveniente de residências, comércio, instituições e localidades públicas. Sua composição varia de acordo com os usos a que a água foi submetida e sofre influência do clima, situação sócio-econômica e hábitos da população. As características do esgoto são determinadas através de análises de laboratório, divididas em parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Nas tabelas 3.2, 3.3 e 3.4 são apresentadas as características típicas dos esgotos domésticos.

Tabela 3.2 Características biológicas do esgoto

Microorganismo	Concentração (organismo.0,1L⁻¹)
Coliformes totais	10 ⁶ -10 ¹⁰
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶ -10 ⁹
<i>Streptococos fecais</i>	10 ⁴ -10 ⁷
Cistos de protozoários	10 ⁵
Ovos de helmintos	10 ³
Vírus	10 ² -10 ⁴

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005), Nasser *et.al.* (2012) e Jimenez-Cisneros (2008)

Tabela 3.3 Características físicas do esgoto

Parâmetro	faixa
Temperatura (°C)	20 - 25
Odor – esgoto fresco	oleoso (desagradável)
Odor – esgoto séptico	fétido (desagradável)
Cor – esgoto fresco	cinza
Cor – esgoto séptico	cinza escuro ou preto

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

Tabela 3.4 Características químicas do esgoto

Parâmetro	Concentração		
	Unidade	Faixa	Típico
Sólidos Totais	mg.L ⁻¹	700 - 1350	1100
Sólidos suspensos	mg.L ⁻¹	200 - 450	350
SS Fixos	mg.L ⁻¹	40 - 100	80
SS Voláteis	mg.L ⁻¹	165 - 350	320
Sólidos Dissolvidos	mg.L ⁻¹	500 - 900	700
SD Fixos	mg.L ⁻¹	300 - 550	400
SD Voláteis	mg.L ⁻¹	200 - 350	300
Sedimentáveis	ml.L ⁻¹	10 - 20	15
DBO5	mg.L ⁻¹	250 - 400	300
DQO	mg.L ⁻¹	450 - 800	600
DBO última	mg.L ⁻¹	350 - 600	450
Nitrogênio total	mgN.L ⁻¹	35 - 60	45
Nitrogênio orgânico	mgN.L ⁻¹	15 - 25	20
Amônia	mgNH ₃ -N.L ⁻¹	20 - 35	25
Nitrito	mgNO ₂ -N.L ⁻¹	0	0
Nitrato	mgNO ₃ -N.L ⁻¹	0 - 1	0
Fósforo	mgP.L ⁻¹	4 - 15	7
Fósforo orgânico	mgP.L ⁻¹	1 - 6	2
Fósforo inorgânico	mgP.L ⁻¹	3 - 9	5
pH	-	6,7 - 8,0	7,0
Alcalinidade	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	100 - 250	200

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

O esgoto contém aproximadamente 99,9 % de água e 0,1 % de sólidos. Portanto, todos os parâmetros acima descritos são oriundos da parte sólida que demanda separação da água, o que normalmente é feito pelos diversos tipos de sistemas de tratamento de esgoto.

3.3.1 Padrão para lançamento de esgoto no Brasil

O esgoto doméstico coletado deve ser destinado às estações de tratamento de esgoto (ETE), para posterior disposição final. Existem inúmeras formas de disposição do esgoto, sendo a diluição em córregos, rios e lagos, uma das mais frequentes no Brasil. Na grande maioria dos

casos, a diluição ocorrida é insuficiente para manter o padrão de qualidade do corpo d'água dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005), principalmente para o parâmetro coliforme termotolerante ou *Escherichia coli*.

A legislação brasileira, Resolução Conama 430/11 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011), não estabelece limites para coliformes no efluente. A avaliação dá-se pelo monitoramento dos coliformes no corpo receptor à jusante do lançamento do efluente, onde o valor encontrado não deve ser superior ao estabelecido pela Resolução Conama 357/05. Entretanto, grande parte das formas convencionais de tratamento de esgoto não remove microorganismos eficientemente para evitar o desenquadramento do corpo receptor ou sua contaminação por organismos patogênicos. Para tanto, seria necessária a implantação de uma etapa de desinfecção do esgoto, fato que usualmente não ocorre no Brasil, em parte pela dificuldade de se adotar processos simplificados e eficientes (VON SPERLING, 2005).

O nível de desinfecção adotado depende dos padrões exigidos, os quais são específicos de cada região ou país. Tais padrões estão cada vez mais restritivos objetivando proteger a saúde pública e o meio ambiente (LAZAROVA et al., 1999). Na tabela 3.5 encontram-se os principais padrões para lançamento de efluentes sanitários, comum ao Brasil, Canadá, Estados Unidos da América (EUA) e União Européia (EU). Os padrões dos EUA e Comunidade Européia (CE) referem-se a sistemas de tratamento de efluentes de nível secundário. No caso do Canadá, trata-se de lançamento de efluentes com vazão até 10 m³/d e fator de diluição 40:1.

Tabela 3.5 Padrões de lançamento para efluente sanitário

Local	Concentração máxima no efluente							
	DBO (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)	SST (mg.L ⁻¹)	CRT (mg.L ⁻¹)	pH	Col. Fecal (NMP/100 mL)	DBO	SST
Brasil	120	-	-	-	5 - 9	-	60	-
Canadá	45	-	45	0,02	-	200 ⁽¹⁾	-	-
EUA	30	-	30	-	6 - 9	-	85	85
CE	25	125	35-60 ⁽²⁾	-	-	-	70-90	70-90

Fonte: Adaptado de Ministério do Meio Ambiente (2011), USEPA (2014), Environmental Management Act (2012) e Council of the European Communities (1991)

(1) - média geométrica das últimas cinco amostras

(2) – requisito facultativo e variável conforme o tamanho da população

3.3.2 Reúso de esgoto

Outra forma de disposição do esgoto é o reúso, até alguns anos vista como uma opção exótica, é hoje uma alternativa que não pode ser ignorada (MANCUSO, 2003), pois além de dispor o esgoto, ajuda combater a escassez de água. Na indústria, o reúso do esgoto pode ser como água de resfriamento em caldeiras, sistemas de lavagem e transporte de materiais, na irrigação de jardins e processamento de produtos (MOTA, 2006). Para irrigação de áreas verdes, parques e jardins municipais, limpeza de pátios e ruas e em instalações de descargas sanitárias o esgoto tratado também pode ser utilizado. Entretanto, uma das mais promissoras formas de reúso do esgoto é por meio da aplicação no solo com o objetivo de irrigação de culturas agrícolas. Além de fornecer água, o esgoto também é rico em nutrientes e matéria orgânica, e quando convenientemente aplicado ao solo melhora sua fertilidade, refletindo-se em maior produtividade das culturas, conforme já comprovado em vários trabalhos científicos (VERONEZ, 2009; SOUZA *et al.*, 2010; BONGIOLO, 2011).

A aplicação do esgoto para irrigação está condicionada a aspectos de saúde pública, escolha das culturas e impactos ambientais (ARAÚJO, 2000). A segurança deste tipo de reúso depende da confiabilidade da desinfecção do esgoto (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003). Desta forma, requisitos mínimos de qualidade microbiológica para o esgoto foram estabelecidos pela OMS em 1989, baseados na presença de ovos de Helmintos e coliformes fecais. Na tabela 3.6 são apresentados os limites estabelecidos e as culturas irrigadas.

Tabela 3.6 Recomendações da Organização Mundial de Saúde (OMS) para a qualidade do esgoto em reúso agrícola

Categoria	Condições de uso	Grupo exposto	Helminhos intestinais ^a (média aritmética nº ovos.L ⁻¹)	Coliformes fecais ^b (média geométrica nº .0,1L ⁻¹)
A	Irrigação de culturas ingeridas cruas, campos de esporte e parques ^c	Trabalhadores consumidores público	≤ 1	≤ 10 ³ ^c
B	Irrigação de culturas ingeridas cozidas (cereais, pastos, árvores frutíferas, etc ^d .)	Trabalhadores	≤ 1	Não há padrão recomendado
C	Idem à categoria B, caso não haja exposição de trabalhadores e público	Nenhum	Não se aplica	Não se aplica

Fonte: Adaptado OMS (1989)

a - Nematóides: *Ascaris spp*, *Trichuris spp* e *Ancilostomatideos*

b - Durante o período de irrigação

c - Recomendações mais rigorosas (≤ 200 CF/100 mL) para gramados com que o público tenha contato direto

d - Para árvores frutíferas, suspender irrigação 2 semanas antes da colheita e não apanhar frutas do chão. Não recomendados irrigar por aspersão

No Brasil, a Resolução número 121/10, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (2010), estabelece critérios e diretrizes para reúso direto não potável de água, para fins agrícolas e cultivo de florestas plantadas; enquanto a NBR 13.969/97 (ABNT, 1997) define formas de reúso e estabelece parâmetros. No caso do reúso em irrigação, definido como classe 4, prevê o limite para coliformes fecais em 5.000 NMP/100 mL. Os Estados Unidos não regulamentam o reúso por lei federal, mas inúmeros estados individualmente desenvolveram guias com esta finalidade (POHLMANN, 2010).

3.4 Doenças de veiculação hídrica

O lançamento de esgoto doméstico sem tratamento ou mesmo parcialmente tratado nos corpos d'água contribui de forma significativa com o aumento do número de bactérias do grupo coliforme, entre as quais podem estar presentes agentes patogênicos (JORDÃO e PESSOA,

2009). A transmissão destes agentes patogênicos ao homem pode ocorrer pela ingestão de água não tratada ou água tratada de má qualidade, alimentos contaminados ou contato da pele com água e solo contaminados (ALÉM SOBRINHO *et al.*, 2003). As doenças de veiculação hídrica, aquelas veiculadas através da água, têm forte influencia nos indicadores de saúde, muito abaixo dos padrões mínimos em várias regiões brasileiras (ALÉM SOBRINHO *et al.*, 2003).

O contato humano com águas contaminadas por esgoto doméstico é apontado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como a principal fonte de proliferação de doenças graves causadas por bactérias, vírus e protozoários (BILOTTA, 2012).

Na tabela 3.7 são apresentadas as principais doenças de transmissão relacionadas com a água e seus respectivos agentes etiológicos.

Tabela 3.7 Doenças com transmissão relacionada com a água

Doença	Agente etiológico	Classificação
Amebíase	<i>Entamoeba histolytica</i>	Protozoário
Ancilostomíase	<i>Ancylostoma duodenale e Necator americanus</i>	Helminto
Ascariíase	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Helminto
Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Bactéria
Dengue	Arbovírus	Vírus
Doenças diarréicas agudas	Bactérias, vírus e parasitas	Bactérias, vírus e parasitas
Esquistossomose	<i>Schistosoma mansoni</i>	Helminto
Febre tifóide	<i>Salmonella typhi</i>	Bactéria
Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Protozoário
Hepatite infecciosa	Vírus A	Vírus
Leptospirose	<i>Leptospira de Weil</i>	Bactéria
Teníase	<i>Taenia sp</i>	Helminto
Tricuríase	<i>Trichurs trichiura</i>	Helminto

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005)

As informações disponibilizadas pelo Ministério da Saúde (2012), no relatório referente ao ano de 2011, demonstram que a taxa de mortalidade infantil e mortalidade por diarreia aguda, no Brasil, são altas; principalmente nas regiões onde os serviços de saneamento apresentam menor cobertura como norte e nordeste, conforme ilustrados nas tabelas 3.8 e 3.9.

Tabela 3.8 Taxa de mortalidade infantil no Brasil - 2011

Região	Nº de óbitos infantis (menores de 1 ano) por 1.000 nascidos vivos
Norte	19,9
Nordeste	18
Sudeste	13
Sul	11,3
Centro-Oeste	15,5
Média brasileira	15,3

Fonte: Ministério da Saúde (2012)

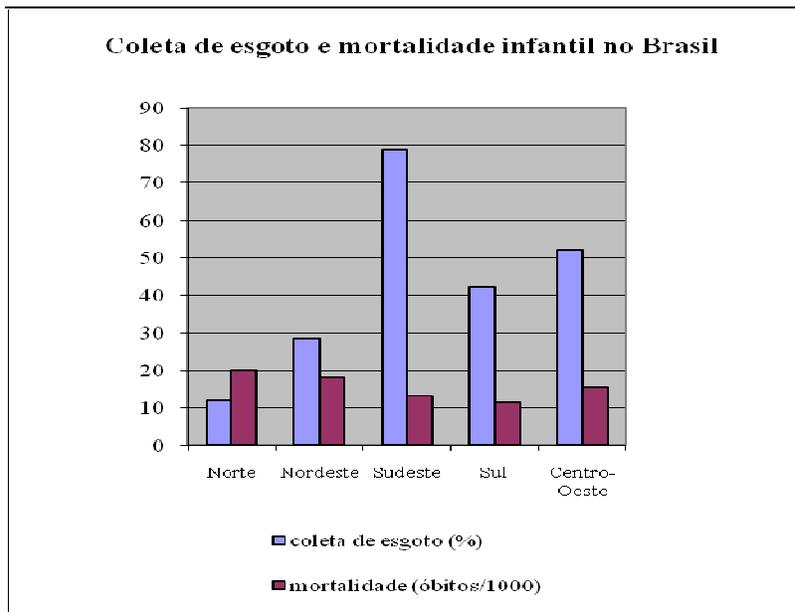
Tabela 3.9 Mortalidade por doença diarreica aguda em menores de 5 anos - 2011

Região	Proporção de óbitos (%)
Norte	2,7
Nordeste	2,3
Sudeste	0,9
Sul	0,7
Centro-Oeste	1,6
Média brasileira	1,6

Fonte: Ministério da Saúde (2012)

Na figura 3.2 observa-se a estreita relação entre coleta de esgoto e mortalidade infantil.

Figura 3.2 – Relação entre coleta de esgoto e mortalidade infantil



Fonte: Adaptado do Ministério da Saúde (2012) e SNIS (2013)

Segundo o instituto Trata Brasil (2014), a falta de saneamento reduz o rendimento escolar das crianças e a produtividade do trabalhador, impactando negativamente a sociedade com prejuízos sociais e econômicos. Apesar dos imensos desafios do setor, Mendonça e Motta (2007) concluíram que nas últimas duas décadas houve significativa redução da mortalidade infantil associada às doenças de veiculação hídrica no Brasil. Comentam que os serviços de saneamento atuam preventivamente evitando os riscos e desconfortos das doenças, além dos ganhos ambientais não contabilizados, e desta forma sugerem investimentos em saneamento para continuar reduzindo a taxa de mortalidade infantil brasileira.

3.5 Indicadores de qualidade de água

Vários são os parâmetros para caracterização da água e esgoto, sendo de forma geral divididos em físicos, químicos e biológicos, conforme já mencionado. Chamados de indicadores de qualidade, sua constatação em quantidade superior aos valores especificados para determinado uso pretendido, pode se constituir em problema. Especificamente, no caso dos indicadores biológicos, dada a dificuldade de isolamento dos organismos patogênicos em amostras ambientais, sugere-se a utilização de um indicador microbiológico que revele a presença de material fecal no ambiente (KELLER *et al.*, 2003). Assim, revelada a presença do indicador, significa poluição de origem fecal e potencialmente risco de contaminação por organismos patogênicos. Portanto, o indicador escolhido deve atender alguns requisitos, como por exemplo, ser exclusivamente de origem fecal, ser mais resistente que os organismos patogênicos, estar presente em maior quantidade que os patogênicos, não se reproduzir no ambiente e ser de fácil detecção (KELLER *et al.*, 2003).

A legislação brasileira adota como indicador biológico de poluição a presença de bactérias do grupo coliforme. Tanto para água de abastecimento como mananciais, os padrões são baseados na presença de coliforme total e coliforme termotolerante, podendo este último ser substituídos pela *Escherichia coli*.

Na tabela 3.10 são apresentados os limites de coliformes termotolerantes para várias classes de águas doces, passíveis de utilização para abastecimento público no Brasil.

Tabela 3.10 Padrão para Coliforme termotolerante em função da classe da água

Parâmetro	Classe				
	Água doce				
	Especial	1	2	3	4
Coliforme termolerante (Nº.0,1L ⁻¹)	0	200	1000	4000	-

Fonte: Adaptado da Resolução Conama 357 (2005)

3.6 Desinfecção e esterilização

A condição sanitária de uma população é determinada, em grande parte, pela sua capacidade de controlar eficazmente as populações microbianas (PELCZAR *et.al.*, 2005), sendo a desinfecção e a esterilização exemplos de processos utilizados para este fim.

Conceitualmente, a desinfecção é o processo de destruição dos agentes infecciosos enquanto a esterilização é o processo de destruição de todos os microorganismos (PELCZAR *et.al.*, 2005). A desinfecção, na engenharia sanitária, é um processo amplamente utilizado para eliminação dos microorganismos patogênicos, tanto na água como no esgoto. Do ponto de vista de saúde, a desinfecção é o estágio mais importante do tratamento de esgoto, tendo como objetivo principal prevenir a veiculação de doenças e proteger as fontes de água potável (GONÇALVES, 2003).

Vários são os métodos empregados para desinfecção que de forma geral são obtidos a partir do uso de agentes físicos e químicos. Os métodos são diferentes entre si e sua aplicabilidade depende do objetivo a ser atingido e das características do meio a ser desinfetado. A escolha adequada do método de desinfecção para esgoto deve levar em consideração a forma de disposição e a possibilidade de reúso do esgoto tratado (MEZZANOTTE *et al.*, 2007).

3.6.1 Mecanismos da desinfecção

Os agentes desinfectantes utilizados no controle dos microorganismos atuam de várias maneiras sobre as células. Jordão e Pessoa (2009) destacam a destruição das enzimas como a principal causa da morte celular. Outras formas de atuação são descritas na literatura, como a destruição dos ácidos nucléicos, danos na membrana celular e outros componentes vitais (WHITE, 2010). Tais mecanismos, na inativação dos patógenos, podem ocorrer separadamente ou em conjunto, dependendo do tipo de desinfectante e dos organismos envolvidos no processo.

3.6.2 Cinética da desinfecção

A desinfecção com o objetivo de reduzir a carga de microorganismos pode ser utilizada tanto em água como esgoto. Dois meios distintos onde a desinfecção pode ser influenciada diferentemente nos seus mecanismos de ação, fato que dificulta criar um modelo matemático que englobe todas as condições em que ela pode ser aplicada (PIVELI *et al.*, 2003)

A primeira equação relacionando a inativação dos microorganismos em função do tempo foi apresentada por Chick em 1908.

$$N = N_0 e^{-k \times t} \quad (3.1)$$

Sendo:

N – número de organismos sobreviventes no tempo t_1

N_0 – número de organismos no tempo t_0

k – coeficiente de reação, T^{-1}

t – tempo, T

Esta equação, que descreve uma reação de primeira ordem, foi sendo modificada ao longo do tempo através da colaboração de outros pesquisadores com o objetivo de agregar novas variáveis e torná-la mais flexível e eficiente na descrição dos processos da desinfecção.

Em 1970, a desinfecção por meio da cloração foi modelada por Selleck. A equação relaciona o decaimento bacteriano com a concentração de cloro residual e necessita de boa mistura do desinfectante no ponto de aplicação (PIVELI *et al.*, 2003) para reproduzir fielmente os resultados.

$$N/N_0 = (1 + 0,23 \times C \times t)^{-3} \quad (3.2)$$

Sendo:

N – número de organismos sobreviventes no tempo t_1

N_0 – número de organismos no tempo t_0

C – concentração do desinfectante (mg/L)

t – tempo em minutos

Posteriormente este modelo foi confirmado por vários autores demonstrando ser um bom recurso para dimensionamento dos processos de cloração.

3.6.3 Fatores que interferem no processo de desinfecção

Segundo VESCHETTI *et al.* (2003) um sistema de desinfecção ideal deve garantir a máxima eficiência em remoção de patógenos sem gerar produtos tóxicos indesejáveis. Consiste tarefa difícil encontrar um produto que atenda tais condições e de maneira geral, a literatura estabelece como características para um bom desinfectante (MEYER, 1994), as seguintes:

- Ser capaz de destruir os microorganismos em tempo razoável, independente da quantidade e do meio onde se encontram;
- Nas concentrações utilizadas não deve ser tóxico ao homem e animais domésticos, além de não proporcionar gosto ou odor;
- Apresentar custo razoável e segurança no transporte, manuseio e aplicação;
- Ser facilmente detectável nas concentrações aplicadas;
- Formar concentrações residuais depois de aplicado.

Apesar das características exigentes, inúmeros são os processos empregados para desinfecção e todos têm sua eficiência avaliada pela inativação dos organismos indicadores, frequentemente as bactérias do grupo coliforme. A eficiência de inativação de coliformes pode

ser expressa em porcentagem, mas é comum em microbiologia a adoção do número de logaritmos, conforme apresentado na tabela 3.11.

Tabela 3.11 Formas de expressar a inativação de coliformes

Eficiência de remoção (%)	Fração remanescente (N/N₀)	Escala logarítmica (log N/N₀)
90	10 ⁻¹	- 1
99	10 ⁻²	- 2
99,9	10 ⁻³	- 3
99,99	10 ⁻⁴	- 4
99,999	10 ⁻⁵	- 5

Fonte: Camargo (2004)

Embora a eficiência de remoção pareça elevada, principalmente o valor percentual, deve-se destacar que os coliformes encontram-se presentes no esgoto em quantidades bastante altas, da ordem de 10⁶, e, portanto são necessárias eficiências também altas, usualmente de 99,99% a 99,999% para atendimento aos padrões bacteriológicos estabelecidos pela legislação (CAMARGO, 2004).

Para que o processo de desinfecção alcance o desempenho esperado e remova eficientemente os patógenos, vários fatores que interferem no processo devem ser considerados, como a concentração e tipo do agente desinfectante, tempo de contato, temperatura, número de organismos, tipo de organismos e natureza do meio (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Para agentes físicos ou químicos, de maneira geral, a intensidade e a concentração estão diretamente relacionadas à eficiência. Quanto maior a intensidade ou concentração do desinfectante, maior a eficiência. Não menos importante para a desinfecção, o tempo de contato também tem relação direta com a eficiência. Para uma mesma concentração do agente desinfectante, maior será a destruição dos organismos quanto mais elevado for o tempo de contato. O produto do tempo de contato, em minutos, com a concentração do desinfectante, em mg/L, resulta no fator CT, segundo o manual USEPA (1999) um dos mais importantes fatores para se determinar a eficiência microbicida de um desinfectante. Através do fator CT pode se

comparar a eficiência dos agentes desinfectantes, pois quanto menor o fator CT maior a capacidade de desinfecção.

A tabela 3.12 traz exemplos de fator CT para inativação de 99 % dos microorganismos.

Tabela 3.12 Fator CT (mg.min.L⁻¹) de alguns desinfectantes para eficiência de 99%

Microorganismo	Cloro (pH = 6-7)	Cloramina (pH = 8-9)	Dióxido de cloro (pH = 6-7)	Ozônio (pH = 6-7)
<i>Escherichia coli</i>	0,034-0,05	95-180	0,4-0,75	0,02
Polivírus I	1,1-2,5	768-3740	0,2-6,7	0,1-0,2
Rotavírus	0,01-0,05	3806-6476	0,2-2,1	0,006-0,06
Cistos de <i>Giardia lamblia</i>	47-150	2200	26	0,5-0,6
Cistos de <i>Giardia muris</i>	30-630	1400	7,2-18,5	1,8-2,0
<i>Cryptosporidium parvum</i>	7200	7200	78	5-10

Fonte: Caffaro (2004) apud Lapolli *et al.* (2005)

A temperatura também afeta a desinfecção, pois influencia a velocidade das reações, assim temperaturas mais elevadas abreviam o tempo de desinfecção. A concentração de microorganismos atua diferentemente, já que densidades elevadas de microorganismos demandam tempo de atuação mais prolongado do desinfectante, elevando seu consumo (CHERNICHARO *et al.*, 2001 e MEYER, 1994). Quanto ao tipo de organismos, Tchobanoglous *et al.* (2003) relatam que as células bacterianas viáveis são facilmente eliminadas, enquanto as formas esporuladas são extremamente resistentes aos processos químicos normalmente utilizados. O meio onde ocorre a desinfecção também deve ser levado em consideração, pois materiais orgânicos presentes reagem com os agentes oxidantes do processo de desinfecção reduzindo sua eficiência (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Além dos fatores descritos acima, deve-se levar em conta também a distribuição dos agentes desinfectantes no meio. Ela deve ser uniforme para que o contato com os organismos ocorra de forma adequada. Assim é importante considerar o padrão de escoamento no processo para que o comportamento hidrodinâmico seja compatível com os resultados esperados (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

3.7 Processos de desinfecção aplicados em esgoto

Os sistemas convencionais de tratamento de esgoto, em sua maioria, são dimensionados para remoção de matéria orgânica da ordem de 80 a 90 %, não considerando aspectos importantes como o objetivo do tratamento, o nível do tratamento e os estudos de impacto ambiental no corpo receptor (VON SPERLING, 2005). Projetos que absorvem tais conceitos são mais abrangentes e atingem níveis de tratamento suficientes para remoção de nutrientes e patógenos.

No caso da remoção de patógenos, traduzida pela inativação de bactérias do grupo coliforme, entre os sistemas convencionais, o sistema de lagoas de estabilização é um dos mais eficientes. Em um estudo com lagoas de diversos países, Von Sperling (2005) encontrou eficiência média de remoção de coliformes de 1,8 log (98%) para lagoas facultativas primárias, 1,0 log (90%) para lagoa facultativa secundária e 1,2 log (94%) para lagoa de maturação. Para as condições operacionais de lagoas de estabilização no Brasil, Von Sperling *et. al.* (2003) descreve eficiências de remoção de coliformes de 1 a 2 log (90 a 99%) para lagoa facultativa e sistema de lagoa anaeróbia seguida de facultativa, de 3 a 6 log (99,9 a 99,9999%) para sistema de lagoa facultativa seguida de lagoa de maturação e sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e lagoa de maturação.

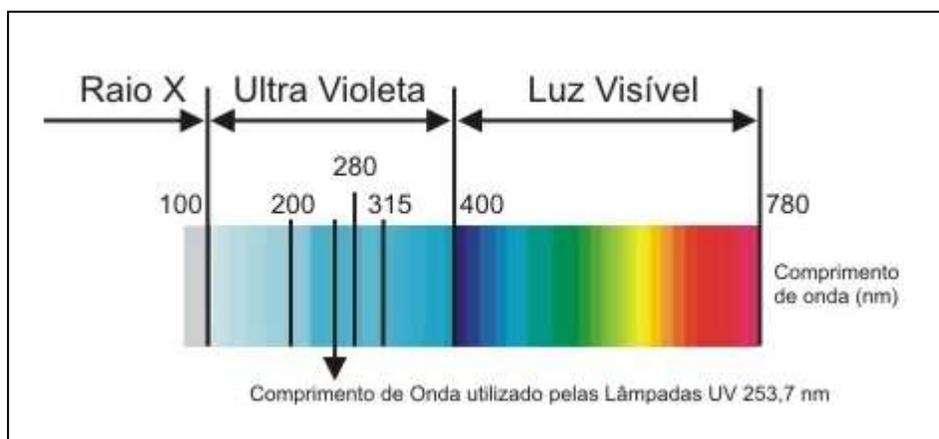
Entretanto, a aplicabilidade do tratamento de esgoto por lagoas de estabilização não é irrestrita e nem todos os sistemas já implantados são capazes de atingir os níveis de remoção de coliformes descritos acima, sendo necessária a implantação de um sistema complementar para desinfecção do esgoto (ALÉM SOBRINHO *et al.*, 2003). Entre as várias alternativas possíveis para desinfecção de efluentes tratados, destacam-se a radiação ultravioleta, filtração em membranas, ozonização, aplicação de ácido peracético, processos oxidativos avançados e a cloração.

3.7.1 Radiação ultravioleta

Processo inicialmente desenvolvido para tratamento de água, por volta de 1975 comprovou-se eficiente também para desinfecção de esgoto. Diferentemente da maioria dos desinfectantes, a radiação ultravioleta (UV) não inativa os microorganismos por interações químicas; consiste em um processo físico. A luz ultravioleta é absorvida pela célula alvo e reage com os ácidos nucléicos (DNA e RNA) e outros componentes celulares vitais resultando em danos nas células expostas (USEPA, 1999). Assim, as células podem manter temporariamente seus processos metabólicos, mas não conseguem se reproduzir, por isto diz-se que ocorre inativação e não morte dos organismos (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

A absorção da radiação ultravioleta pelas células é máxima na faixa de 255 a 260 nm (UV-C), sendo as lâmpadas de vapor de mercúrio com baixa pressão, disponíveis no mercado, uma fonte eficiente desta radiação, uma vez que emitem 85% de sua energia no comprimento de onda de 253,7 nm (CHERNICHARO *et al.*, 2001). As principais vantagens desta tecnologia são a simplicidade de operação, pequeno espaço requerido para instalação e ausência de produtos tóxicos (LAZAROVA *et al.*, 1999). A figura 3.3 mostra o espectro da radiação ultravioleta.

Figura 3.3 - Visualização do espectro eletromagnético para a radiação ultravioleta



Fonte: Adaptado de GONÇALVES (2003)

A dose da radiação aplicada resulta do produto da intensidade da radiação pelo tempo de exposição e segundo Lazarova *et al.* (1999), são necessários de 30-45mWs/cm² para remover 3 a 5 log de coliformes fecais e *streptococos fecais* em efluentes secundários ou terciários, tratados. Bilotta (2012), trabalhando com efluente sanitário de um reator UASB seguido de filtro biológico aerado, conseguiu remoção de *Escherichia coli* de 1,6 a 5,2 log nos tempos de contato 120 e 60 minutos, respectivamente, para as dosagens de 123,0 mWs/cm² e 247,0 mWs/cm².

Para igual eficiência do sistema, quanto maior a intensidade da radiação, menor o tempo de exposição ou quanto maior o tempo menor a intensidade. Na prática, recomendam-se tempos de contato menores e intensidades de radiação maiores para reduzir as unidades de desinfecção e otimizar o espaço. A eficácia do processo é altamente influenciada pela qualidade do efluente, por exemplo, a presença de sólidos suspensos no esgoto diminui a eficiência da desinfecção pela luz ultravioleta por absorvê-la ou refleti-la, protegendo os microorganismos à sua exposição (BILOTA, 2012). Assim, em muitos casos é necessário emprego de sistemas de filtração do efluente antes da desinfecção.

Desvantagem da radiação ultravioleta como forma de desinfecção de esgoto também reside no fato que embora mais eficiente sobre vírus e bactérias, tem baixa eficácia sobre organismos maiores como protozoários e helmintos, necessitando combinar outras técnicas de tratamento para manter boa eficiência (USEPA, 1999). Outro ponto a destacar são os fenômenos de fotorreativação e recuperação no escuro que possibilitam aos microorganismos irradiados recuperarem-se das lesões sofridas. Há relato de recuperação dos microorganismos irradiados de 1 log, dependendo da dose aplicada (USEPA,1999). Pires (2002), trabalhando com esgoto sanitário, concluiu que quanto maior a dose de radiação menor é o grau de fotorreativação, conforme demonstrado na tabela 3.13.

Tabela 3.13 Grau de fotorreativação para coliformes totais e *Escherichia coli*

Dose de radiação UV mWs/cm ²	Valores médios do Grau de fotorreativação (%) em 60 minutos	
	Coliformes totais	<i>Escherichia coli</i>
6	44,17	38,65
7,5	48,86	57,77
9,0	27,66	40,83
10,5	20,68	25,48
12	27,06	22,08

Fonte: Adaptado de Pires (2002)

3.7.2 Filtração em membranas

A filtração em membranas consiste de um processo físico aplicado para separação do material sólido disperso em uma fase líquida ou gasosa. Funciona como uma barreira e quando aplicada no tratamento de efluentes com o objetivo de desinfecção, em função do tamanho dos poros das membranas utilizadas, espera-se a retenção de vírus, bactérias, protozoários e helmintos (DE LUCA e MONTEGGIA, 2003). Tem sido utilizada em países como Austrália, Japão e Estados Unidos e devido a alta qualidade da água filtrada é empregada para reúso de água potável, recarga de aquífero e reúso de água residuária industrial (LAZAROVA *et al.*, 1999). É vantajosa a filtração por não formar residuais tóxicos e não ter recrescimento bacteriano.

Inicialmente, os filtros utilizados eram de cerâmica, asbesto e vidro sinterizado (CHERNICHARO, 2001). Atualmente, denominados de membranas filtrantes, são produzidos com acetato de celulose, policarbonatos, náilon, poliamidas e cerâmicas. Apresentam porosidade extremamente pequena e espessura fina para evitar perda de pressão, que deve ser aplicada no sistema para forçar a passagem do material pela membrana (DE LUCA e MONTEGGIA, 2003).

Existem membranas capazes de filtrar materiais e substâncias de tamanho tão reduzido, como por exemplo, da ordem de nanômetro, permitindo dividir os sistemas de filtração em microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa. A tabela 3.14 sintetiza o tamanho do poro e a pressão aplicada em cada sistema.

Tabela 3.14 Tamanho do poro e pressão aplicada nos sistemas de filtração

Característica	Microfiltração	Ultrafiltração	Nanofiltração	Osmose reversa
Tamanho do poro	20 nm – 1µm	5 – 20 nm	2 – 5nm	Não detectado
Pressão aplicada	1 – 2 atm	2 – 7 atm	5 – 20 atm	30 – 150 atm

Fonte: Adaptado de De Luca e Monteggia (2003)

Os processos de nanofiltração e osmose reversa têm maior aplicação para água potável, enquanto a microfiltração e ultrafiltração são bastante estudadas para desinfecção de águas residuárias.

Em microfiltração e ultrafiltração são usuais taxas de filtração em torno de 50 L/h.m² (LAZAROVA *et al.*, 1999). Estas taxas sofrem influência do acúmulo de material depositado sobre a membrana, reconhecidamente um dos maiores problemas operacionais do sistema. Os parâmetros operacionais que afetam a taxa de filtração são a pressão, concentração do material a ser filtrado no ponto de alimentação, temperatura e turbulência no canal de alimentação (DE LUCA e MONTEGGIA, 2003).

No tratamento de esgoto sanitário, a microfiltração foi testada com efluente primário e secundário de lodos ativados, utilizando-se uma membrana de 0,45µm, e apresentou remoção de coliformes fecais de 4-5 unidades logarítmicas (DE LUCA e MONTEGGIA, 2003).

Apesar da elevada eficiência, a filtração por membranas ainda tem custo elevado, principalmente com energia elétrica e aquisição das membranas. Custo este que tem apresentado queda nos últimos anos pelas mudanças ocorridas no sistema, como por exemplo, o emprego de menores pressões para filtração.

3.7.3 Ozonização

O ozônio é um gás incolor formado por três átomos de oxigênio (O₃), bastante instável, forte oxidante e parcialmente solúvel na água em condições normais. O termo ozônio originou-se do grego “ozein” que significa cheiro, devido ao seu cheiro característico.

Descoberto a mais de um século, foi reconhecido como agente desinfetante em 1866 e a partir de 1889 passou a ser utilizado em estações de tratamento de água na França, espalhando-se logo pela Europa, chegando aos Estados Unidos depois de 1900 (LAPOLLI *et al.*, 2003). No Brasil, o ozônio começou a ser utilizado por volta de 1983 e a primeira estação de tratamento de esgoto a empregar o ozônio como desinfetante, data de 1975, nos Estados Unidos (ROBSON & RICE, 1991 apud SILVA, 2008).

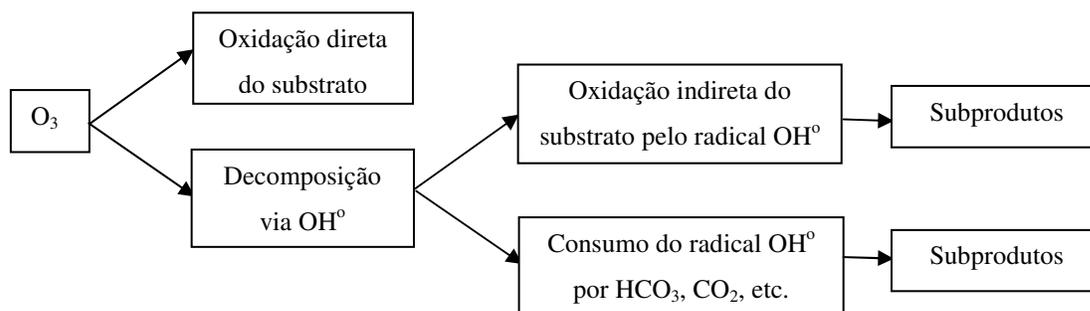
A produção do ozônio dá-se pela passagem de ar seco ou oxigênio por um campo elétrico, processo denominado “Corona”. A energia fornecida pelo campo elétrico rompe as duplas ligações da molécula de oxigênio, gerando dois átomos de oxigênio, os quais reagem com outra molécula de oxigênio formando o O₃, conforme reação 3.3 (LAPOLLI *et al.*, 2003).



Como o ozônio não pode ser armazenado ou transportado, ele deve ser gerado no próprio local de utilização.

A qualidade mais importante do ozônio, da qual resultam suas propriedades físicas e químicas, é a grande quantidade de energia de sua molécula. Na água, o ozônio se decompõe de forma rápida e espontânea reagindo com os compostos orgânicos e inorgânicos por meio de duas rotas; reações diretas e indiretas, representadas na figura 3.4.

Figura 3.4 - Rotas de oxidação da matéria orgânica pelo ozônio



Fonte: USEPA (1999)

As reações diretas do ozônio molecular com o substrato são lentas e seletivas, enquanto as indiretas são extremamente rápidas. O ozônio reage com os componentes da membrana citoplasmática, os componentes enzimáticos e os ácidos nucleicos dos microorganismos, sendo bastante efetivo na destruição de vírus, bactérias, protozoários (BILOTTA, 2011) e outros parasitas (LAPOLLI, *et al.*, 2003), incluindo as formas esporuladas e cistos.

Para a desinfecção de esgoto, a instabilidade e o poder oxidante da molécula de ozônio são características interessantes, pois o esgoto depois de lançado no ambiente não terá residual do oxidante e o tempo e tamanho das instalações necessárias para a desinfecção serão reduzidos (SILVA, 2008). A utilização do ozônio também desperta interesse pela rapidez na ação desinfectante, alta eficiência na inativação dos microorganismos e baixa toxicidade dos efluentes ozonizados.

As principais variáveis que influenciam a desinfecção de esgoto pelo ozônio são pH, alcalinidade, temperatura, matéria orgânica, sólidos em suspensão, concentração do ozônio dissolvido e a mistura do ozônio no meio. Esgoto tratado com DBO menor que 10 mg.L^{-1} e sólidos suspensos totais menor que 5 mg.L^{-1} possibilita aplicação de ozônio com redução da dose em 30 % (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

O dimensionamento das unidades de desinfecção por ozônio é baseado no fator CT, que corresponde ao produto da concentração do ozônio (mg.L^{-1}) pelo tempo de contato (minutos)

necessário ser adequado para uma boa eficiência do sistema. Para isto, reatores em fluxo pistão são melhores, pois consomem menos ozônio para manter a mesma concentração residual na fase líquida, além de outras facilidades operacionais. É comum adotar fator CT associado à redução de 4 log na concentração de microorganismos (LAPOLLI *et al.*, 2003).

Lazarova *et al.* (1999) conseguiram redução de 3 a 4 log de coliformes fecais e *Streptococos fecais* no efluente tratado com 7,0 mg.L⁻¹ de ozônio para o tempo de contato de 10 minutos. Silva (2008) descreve boa eficiência na redução de coliformes totais e *Escherichia coli* para a concentração de 8,0 mg.L⁻¹ de ozônio aplicado em efluente sanitário de processo anaeróbio. Para esta mesma concentração aplicada, o autor também relatou a presença de toxicidade aguda no efluente para *Daphnia similis*, com mortalidade de 90%, 65% e 40 % dos organismos testes, para os tempos de contato de 5, 10 e 15 minutos, respectivamente.

Assirati (2005), desinfetando efluente sanitário de lagoa anaeróbia, descreve aplicação de doses entre 8 e 21 mg.L⁻¹ de ozônio para atendimento aos padrões estabelecidos pela OMS, no caso de reúso agrícola.

Embora extremamente eficiente, a desinfecção com ozônio exige cuidados especiais quanto às instalações, operação e manutenção do sistema, podendo ser técnica, econômica e ambientalmente viável se adequadamente empregada.

3.7.4 Aplicação de ácido peracético

O ácido peracético (APA) é uma mistura quaternária em equilíbrio, formada por ácido peracético, peróxido de hidrogênio, ácido acético e água. Considerado um peróxido orgânico, teve suas propriedades desinfetantes citadas pela primeira vez em 1902, por Freer e Novy (CAVALLINI *et al.*, 2012) e a partir da década de quarenta suas aplicações têm sido pesquisadas, comprovando sua ação bactericida, fungicida, esporicida e virucida por vários autores.

No Brasil, o ácido peracético foi liberado para utilização como antimicrobiano pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) em 1993.

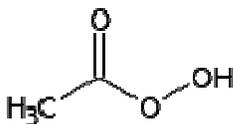
O ácido peracético é mais comumente obtido pela combinação do peróxido de hidrogênio com o ácido acético, na presença de ácido sulfúrico como catalisador, conforme reação 3.4 (ZHAO *et al.*, 2007).



Comercialmente o ácido peracético é encontrado nas concentrações de 5%, 15% e 45% (m/v), porém acima de 15% apresenta risco de explosão devido a sua instabilidade e reatividade, sendo mais segura sua utilização em concentrações menores (CAVALLINI *et al.*, 2012). De acordo com a composição, a presença do peróxido de hidrogênio e do ácido acético potencializa sua ação desinfetante tornando-o mais eficiente que o peróxido de hidrogênio, por agir mais rapidamente e em concentrações mais baixas (CAVALLINI *et al.*, 2012).

Classificado como ácido percarboxílico, sua possível estrutura química pode ser observada na figura 3.5 (CAVALLINI *et al.*, 2012).

Figura 3.5 - Estrutura química do ácido peracético



Fonte: CAVALLINI *et al.* (2012)

O ácido peracético é um oxidante bastante utilizado em sínteses químicas, no branqueamento de papel, na medicina, na indústria alimentícia e para limpeza de equipamentos. Devido sua atividade desinfetante, inúmeras pesquisas têm sido feitas, nos últimos anos, visando seu emprego na desinfecção de efluentes. As primeiras pesquisas são de Baldry e French, em

1989 (CAVALLINI *et al.*, 2012). Sua ação descrita sobre os microorganismos é sobre as enzimas da membrana celular.

Souza (2005) trabalhando com água de elevada concentração de matéria orgânica, comparou os resultados da desinfecção com hipoclorito de sódio (NaClO) e ácido peracético (APA), para três microorganismos diferentes, cujos resultados encontram-se descritos na tabela 3.15; tendo concluído que o ácido peracético foi mais efetivo na inativação dos microorganismos estudados.

Tabela 3.15 Eficiência de inativação do NaClO e APA em unidades logarítmicas

Microorganismos	NaClO - 3 mg.L ⁻¹			APA - 5 mg.L ⁻¹		
	10 min	15 min	20 min	10 min	15 min	20 min
<i>Escherichia coli</i> ATCC 11229	-	-	3 log	-	> 6 log	-
Colifagos	1,9 log	-	-	-	-	> 5 log
<i>Clostridium perfringens</i> ATCC 13124	-	2 log	-	> 4 log	-	-

Fonte: Adaptado de Souza (2005)

VESCHETTI *et al.* (2003) também comparou o efeito desinfectante do ácido peracético com hipoclorito de sódio, mediante aplicação em efluente secundário de uma estação de tratamento de esgoto sanitário. Concluiu que o efeito do ácido peracético e do hipoclorito de sódio foram equivalentes para coliforme total e fecal, *Escherichia coli*, *Pseudomonas sp.* e *Salmonella sp.* Entretanto, o ácido peracético foi menos eficiente para *Streptococo fecal* e bacteriófagos anti-*Escherichia.coli*.

MEZZANOTTE *et al.* (2007) utilizaram uma estação de tratamento por lodos ativados próximo a Milão para comparar vários desinfectantes. A estação trata efluente doméstico e recebe contribuições de efluente industrial. Entre as conclusões obtidas, citam que em doses similares o ácido peracético foi menos eficiente que o hipoclorito de sódio e sua ação foi mais afetada pelo tempo de contato.

No Reino Unido e Itália, para evitar o uso do cloro devido a formação de subprodutos tóxicos, águas residuárias têm sido aplicadas na agricultura depois da desinfecção com ácido peracético (CAVALLINI *et al.*, 2012).

Inúmeras pesquisas são citadas por Cavallini *et al.* (2012) comprovando a eficiência do ácido peracético como agente desinfectante, mesmo na presença de matéria orgânica. Entretanto, novas investigações deverão ser feitas para melhor esclarecer, por exemplo, a formação de subprodutos e a toxicidade residual. Também é citado que o custo do processo é cinco vezes maior que a desinfecção com hipoclorito.

3.7.5 Processos oxidativos avançados (POA)

Recentemente, várias alternativas para desinfecção de água e de esgoto têm sido propostas. Fundamentalmente, objetivam a desinfecção sem formação de subprodutos tóxicos. Uma delas, os processos oxidativos avançados (POA), consiste na geração do radical hidroxila (OH[•]), capaz de oxidar poluentes a formas simples como dióxido de carbono e água.

O radical hidroxila é um forte oxidante com potencial de oxidação inferior apenas ao do flúor (VARGAS, 2008). Extremamente instável e com tempo de vida reduzido, promove alterações no funcionamento da membrana celular ou simplesmente sua ruptura, levando a célula à morte pela perda de seu conteúdo (GONÇALVES, 2003).

Segundo Ferreira (2004) “a grande vantagem dos POA é que durante o tratamento os poluentes são destruídos e não apenas transferidos de uma fase para outra como ocorre em alguns tratamentos convencionais. Isto os coloca como uma alternativa promissora para o tratamento de efluentes”.

A obtenção dos radicais hidroxila dá-se através de reações quimicamente catalisadas ou fotocatalisadas. Vários processos podem ser combinados para esta finalidade, como por exemplo,

peróxido de hidrogênio + ozônio (peroxone), peróxido de hidrogênio + óxido de ferro (fenton), ultravioleta + ozônio, ultravioleta + peróxido de hidrogênio e ultravioleta + peróxido de hidrogênio + óxido de titânio (DE LUCA e MONTEGGIA, 2003 e VARGAS, 2008).

O manual USEPA (1999) descreve como limitante do processo peroxone, a impossibilidade de se medir a concentração residual do desinfectante, o que impediria calcular o fator CT como empregado nos demais processos de desinfecção. Limitação esta, aplicada também para outros processos oxidativos avançados, uma vez que também se baseiam na ação desinfectante do radical hidroxila como o peroxone.

Vargas (2008) obteve resultados promissores na desinfecção e melhora da qualidade dos parâmetros físicos, trabalhando com esgoto sanitário tratado através do processo Fenton heterogêneo (peróxido de hidrogênio + óxido de ferro depositado sobre carvão mineral).

Ferreira (2004) utilizou o processo ultravioleta combinado com óxido de titânio para desinfecção de esgoto sanitário secundário obtendo resultados compatíveis para reúso em irrigação segundo os critérios da OMS; com valores de *Escherichia coli* menor ou igual a 1000 UFC/100mL.

Apesar de promissores para desinfecção de efluentes e tratamento de compostos recalcitrantes, os processos oxidativos avançados encontram-se em estágio avançado de pesquisas devendo ter custos, benefícios, desvantagens e parâmetros de projeto estabelecidos para cada aplicação específica.

3.7.6 Cloração

3.7.6.1 Histórico

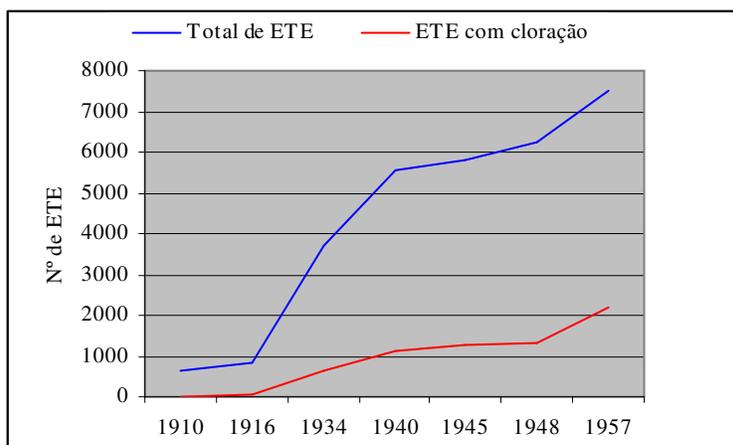
O cloro na forma gasosa foi descoberto ocasionalmente em 1774 pelo químico sueco Carl Wilhelm Scheele e recebeu este nome em 1810 devido sua cor amarela esverdeada, originado do grego “chloros” que indica esta coloração. Apesar do enorme potencial de uso, ainda em 1930 era considerado um subproduto da fabricação eletrolítica da soda cáustica e somente depois da segunda guerra mundial sua utilização expandiu-se de forma crescente (AZEVEDO NETTO, 1974).

Segundo Meyer (1994), inicialmente o cloro era empregado na desinfecção de águas somente em casos de epidemia e a partir de 1902 é que foi adotado de maneira contínua, na Bélgica. Posteriormente, a cloração evoluiu bastante pela utilização do cloro líquido. Entre 1948 e 1958 houve um refinamento da cloração com a determinação das formas de cloro livre e combinado, além do embasamento nos controles bacteriológicos.

O reconhecimento da aplicabilidade do cloro como agente desinfectante para esgoto ocorreu pela primeira vez na Inglaterra em 1854, mas somente foi empregado pelos ingleses com esta finalidade depois de 1884. Foi a partir da primeira década do século 20 que a desinfecção de esgotos com cloro expandiu-se, depois de inúmeras pesquisas comprovarem sua eficiência neste campo (USEPA, 1986).

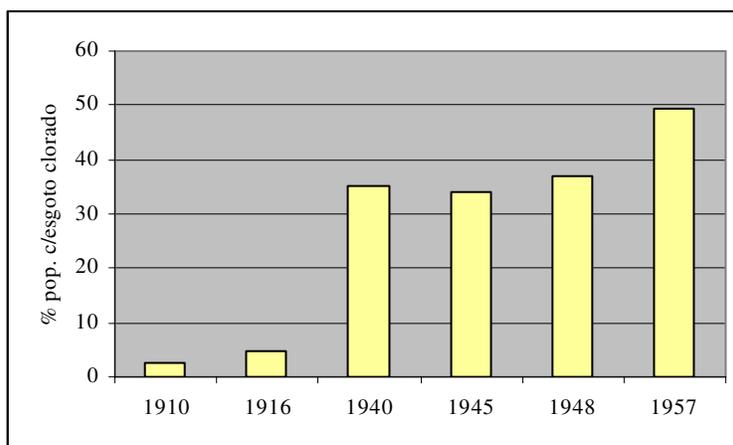
As Figuras 3.6 e 3.7 mostram a evolução, nos Estados Unidos da América (EUA), do número de estações de tratamento de esgotos e da população atendida com esgotos clorados, a partir do início do século XX.

Figura 3.6 - Número de estações de tratamento de esgoto por ano nos EUA



Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

Figura 3.7 - Evolução da população atendida com ETE clorada por ano nos EUA



Fonte: Adaptado de USEPA (1986)

Nos Estados Unidos, o cloro ainda é o agente químico mais utilizado para desinfecção de esgoto. Processos como a radiação ultravioleta, ozônio e dióxido de cloro também são empregados, porém para casos individuais, quando aprovados pelas autoridades (WASTEWATER COMMITTEE OF THE GREAT LAKES, 2004). Leverenz *et al.* (2006) relatam que para sistemas de tratamento de pequeno porte os desinfetantes mais comumente utilizados são o hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio e a radiação ultravioleta. A cloração é

o método de desinfecção mais antigo e continua sendo um importante método de desinfecção para esgotos municipais (WHITE, 2010).

Gómez *et al.* (2006), da Universidade de Granada, na Espanha, destacam a cloração como um meio amplamente utilizado na inativação de microorganismos patogênicos para água e esgoto. Na Itália, o livro *Accettabilità delle Acque per Usi Civili e Agricoli* (2005) cita a utilização de técnicas de desinfecção de esgoto para reúso agrícola utilizando cloro, ácido peracético, ozônio e radiação ultravioleta enquanto Mezzanotte *et al.* (2007), relatam que a cloração tem sido substituída na Itália.

No Brasil, segundo Jordão e Pessoa (2009), não tem sido usual clorar efluente bruto ou tratado em função dos custos e a deficiência na capacidade de tratamento instalada em nossas cidades. Coraucci Filho *et al.* (2003) relatam que “no caso do Brasil não há como negar que a cloração é o método de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica atualmente”.

Nos dias atuais, percebe-se um movimento em vários países para substituir o cloro nos processos de desinfecção de esgoto por agentes que não formem subprodutos e seja ambientalmente inócuo. Entretanto, como um sistema reconhecido e consolidado, a cloração tem sido ainda bastante utilizada.

3.7.6.2 Considerações gerais

O cloro é um oxidante forte e quando aplicado no esgoto reage com vários compostos, inclusive os microorganismos. Portanto, parte do cloro aplicado é consumida em outras reações e não somente na desinfecção. Sua demanda é calculada pela diferença entre a concentração aplicada e o residual de cloro formado. A atuação do cloro sobre os microorganismos, acredita-se que seja na membrana celular, no DNA e nas enzimas celulares (USEPA, 1999; MEYER, 1994 e WHITE, 2010).

Em todo mundo, o cloro é o agente químico mais utilizado para desinfecção de águas de abastecimento e residuária, por questões de custo, armazenamento, produção, transporte e facilidade de aplicação (SILVA, 2008).

O cloro possui forte cheiro e é irritante para as vias respiratórias. Suas propriedades físico-químicas estão descritas na tabela 3.16.

Tabela 3.16 Propriedades físico-químicas do cloro

Propriedade	Valores
Peso atômico	35,43
Peso molecular	70,91
Ponto de ebulição	- 34,6 °C
Ponto de fusão	- 101,0 °C
Densidade a 0°C e 1 atm	3,21 g/L
Solubilidade em água a 0°C e 1 atm	14,6 g/L

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2003)

3.7.6.3 Fontes de cloro

O cloro utilizado na desinfecção pode ser encontrado e aplicado na forma gasosa (cloro gás, dióxido de cloro), líquida (hipoclorito de sódio) e sólida (hipoclorito de cálcio e ácido tricloroisocianúrico).

Cloro gás - é o cloro inorgânico na forma molecular (Cl_2) que à pressão e temperatura ambiente tem densidade maior que a do ar. Quando comprimido a pressões superiores a sua pressão de vapor, o cloro se condensa passando à forma líquida, liberando calor e reduzindo o volume em cerca de 450 vezes, razão pela qual o transporte comercial do cloro é usualmente feito em cilindros pressurizados (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003).

Na água, o cloro gás hidrolisa-se rapidamente para formar o ácido hipocloroso, conforme reação 3.5 (USEPA, 1999).



A adição de cloro gás na água provoca redução do pH pela liberação do íon H^+ .

Hipoclorito de sódio – é o cloro inorgânico encontrado na forma líquida, tem coloração amarela clara e concentração típica de cloro disponível de 1 % a 16%. É obtido através da dissolução do cloro gás em solução de hidróxido de sódio. Sua comercialização em concentrações elevadas não é viável porque sua estabilidade química diminui com o aumento da concentração. Por exemplo, em temperatura ambiente, a concentração de uma solução de hipoclorito de sódio a 18% reduz-se à metade em apenas 60 dias (USEPA, 1986).

Na água, o hipoclorito de sódio reage formando o ácido hipocloroso, conforme reação 3.6.



A adição de hipoclorito de sódio na água eleva o pH pela liberação do íon OH^- .

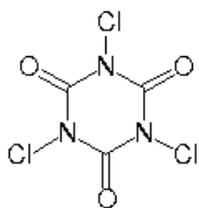
Hipoclorito de cálcio – é o cloro inorgânico encontrado na forma sólida com concentração de cloro disponível superior a 70 %. Sob condições adequadas pode ser estocado, pois tem boa estabilidade. É obtido do precipitado que resulta da dissolução do cloro gás em solução de óxido de cálcio e hidróxido de sódio (USEPA, 1999).

Assim como o hipoclorito de sódio, o hipoclorito de cálcio na água também reage formando o ácido hipocloroso, conforme reação 3.7; com conseqüente elevação do pH pela liberação do íon OH^- .



Ácido tricloroisocianúrico (ATCI) – é conhecido como derivado clorado de origem orgânica por possuir carbono na sua estrutura química. É comercializado na forma sólida (pó, granulados, pastilhas) e apresenta boa estabilidade ao armazenamento, podendo sua validade alcançar de 3 a 5 anos. Nos Estados Unidos, o ácido tricloroisocianúrico foi registrado pela Environmental Protection Agency (EPA) para desinfecção de água potável em 2001 e certificado pelo National Sanitation Foundation (NSF) para tratamento químico de água de abastecimento público em 2002 (MACEDO, 2003). A figura 3.8 ilustra a fórmula estrutural do ATCI.

Figura 3.8 – Fórmula estrutural do ATCI



Fonte: Google (2013)

Na água, o ATCI hidrolisa-se liberando o ácido hipocloroso e o ácido cianúrico, conforme a reação 3.8.



Há relatos de que o ácido cianúrico, sob certas condições pode ser degradado por bactérias formando amônia e dióxido de carbono (TFP, 2008).

O ATCI é denominado comercialmente de Simclosene, Cloreal ou ACL-85. É obtido, entre outras formas, pela reação entre o ácido cianúrico e o bicarbonato de sódio com formação do sal sódico do ácido cianúrico, o qual é posteriormente clorado. Classificado como N-cloramina orgânica é utilizado na desinfecção de água (abastecimento, resfriamento e piscinas), desinfecção de ambientes, tubulações e equipamentos, apresentando inclusive ação fungicida (BERACA, 2011), em sínteses orgânicas e na indústria de alimentos (CUNHA *et al.*, 2006).

Segundo Macedo (2003), o ATCI é uma forma de cloro estabilizada que libera os residuais de cloro mais lentamente, mantendo-os efetivos por mais tempo, mesmo na presença de matéria orgânica e sob efeitos dos raios solares. A tabela 3.17 apresenta algumas características do ATCI e a tabela 3.18 traz valores de pH dos principais produtos clorados.

Tabela 3.17 Características do ATCI

Propriedade	Valores
Peso molecular	232,5
Temperatura de decomposição	234 °C
Ponto de fusão	249 a 251 °C
Cloro ativo	91 %
Solubilidade em água a 20°C e 1 atm	12 g/L

Fonte: Adaptado de Cunha *et al.* (2006)

Tabela 3.18 Valores de pH da solução a 1% dos principais produtos clorados

Produto	pH da solução a 1%
Hipoclorito de sódio	11,5 - 12,5
Hipoclorito de cálcio	10,5 – 11,5
Ácido tricloroisocuanúrico	2,7 – 2,9

Fonte: Macedo (2004)

O ATCI é um sólido branco, corrosivo e que oferece riscos à saúde em contato com a pele, olhos, se inalado ou ingerido. Portanto deve ser manuseado obedecendo-se aos cuidados de segurança recomendados (BERACA, 2011).

Mattos (2004) utilizou ATCI para a desinfecção de água, na estação de tratamento de água de Guararema-SP, e destaca como vantagem a boa eficiência do produto, facilidade de manuseio, transporte e armazenamento, mínima formação de trialometanos, entre outras.

Dióxido de cloro (ClO₂) – é uma forma inorgânica do cloro, é gasoso e deve ser preparado no local de uso porque reage vigorosamente com agentes redutores, quando está em

altas concentrações, não podendo ser armazenado. É uma molécula altamente energética, pequena, volátil, porém estável armazenado em container fechado na ausência de luz. O dióxido de cloro oxida outras substâncias através de um mecanismo de transferência de um único elétron, onde o ClO_2 é reduzido a clorito (ClO_2^-), sem produção de hipoclorito ou cloro gasoso, conforme reação 3.9 (USEPA, 1999).



Na água, o dióxido de cloro tem alta solubilidade e não hidrolisa, mantendo-se como um gás dissolvido.

3.7.6.4 Formas químicas do cloro

O cloro adicionado a uma água quimicamente pura reage para formar o ácido hipocloroso, conforme já demonstrado pela reação 3.5.



O ácido hipocloroso (HOCl) é um ácido fraco que se dissocia na água formando o íon hipoclorito, conforme reação 3.10 (USEPA, 1999).

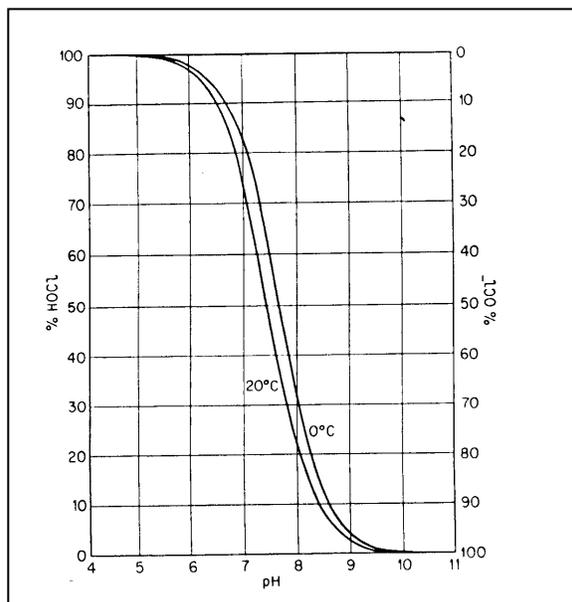


Independentemente do produto utilizado, cloro gás, hipocloritos ou ácido tricloroisocianúrico, quando aplicados na água, as mesmas formas de cloro estarão presentes, pois todos, inicialmente geram o ácido hipocloroso, conforme observado nas reações 3.5, 3.6, 3.7 e 3.8.

As formas de cloro molecular (Cl_2), ácido hipocloroso (HOCl) e o íon hipoclorito (ClO^-) são denominadas de cloro residual livre. Estas formas, na água com presença de compostos nitrogenados, reagem rapidamente formando o cloro residual combinado; podendo inclusive ocorrer simultaneamente as formas livres e combinadas. Já o cloro residual total é a somatória do cloro residual livre e o cloro residual combinado (AWWA, 2012).

A presença das formas de cloro residual livre é dependente do pH. Em pH abaixo de 6,5 o ácido hipocloroso não se dissocia e, portanto predomina no meio, enquanto que para pH acima de 8,5 dissocia-se completamente, predominando o íon hipoclorito. Entre pH 6,5 e 8,5 ocorrem as duas formas. Nos processos de desinfecção isto é particularmente importante porque o ácido hipocloroso tem efeito biocida muito superior ao do íon hipoclorito, assim para esta finalidade, valores menores de pH são preferidos (USEPA, 1999). A figura 3.9 ilustra a dissociação do ácido hipocloroso.

Figura 3.9 - Dissociação do ácido hipocloroso em função do pH e temperatura



Fonte: Azevedo Netto (1974)

A formação do cloro residual combinado, popularmente conhecido como cloraminas, dá-se pela reação do ácido hipocloroso com a amônia formando monoclорamina (NH₂Cl), dicloramina (NHCl₂) e tricloreto de nitrogênio (NCl₃), conforme as reações 3.11, 3.12 e 3.13, respectivamente.



Estas reações também são dependentes, entre outros fatores, do pH e razão molar cloro/nitrogênio. A tabela 3.19 mostra as condições de pH e razão molar cloro/nitrogênio que melhor favorecem a formação das cloraminas .

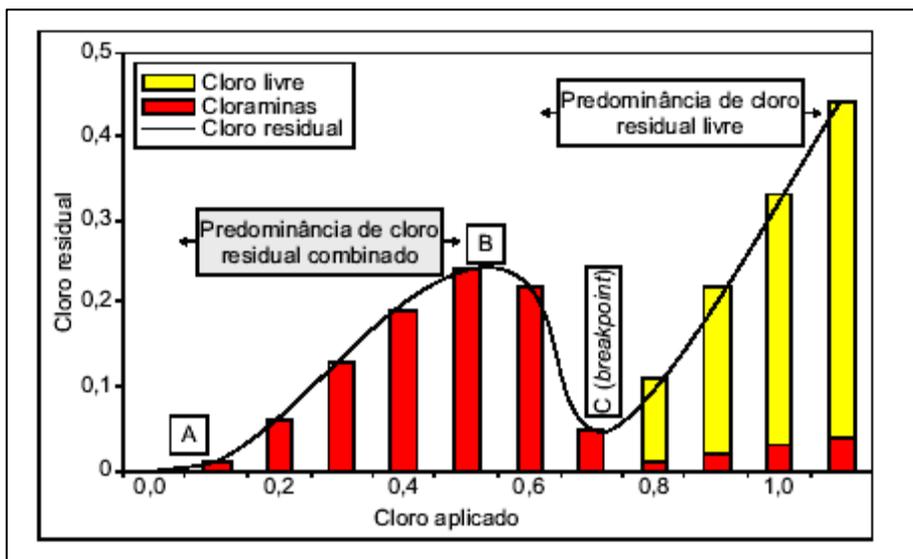
Tabela 3.19 Condições de pH e razão molar para formação de cloraminas

Cloraminas	pH	Razão molar (Cl ₂ : N)
Monoclорamina	7,0 a 9,0	5:1
Dicloramina	5,0 a 7,0	2:1
Tricloreto de nitrogênio	< 4,4	3:1

Fonte: Adaptado de White (2010)

Em um sistema com aplicação contínua de cloro, é possível estabelecer uma correlação entre as cloraminas de forma atingir um ponto conhecido como “breakpoint”, onde toda amônia estará combinada com o cloro e a partir do qual (C) qualquer nova adição de cloro resultará na formação de cloro residual livre, conforme ilustra a figura 3.10 (CHERNICHARO *et al.*, 2001).

Figura 3.10 - Cloração ao breakpoint



Fonte: Adaptado de Gonçalves (2003)

As cloraminas também têm poder desinfectante, embora menor que do ácido hipocloroso e do íon hipoclorito. A capacidade de desinfecção das diferentes formas do cloro pode ser entendida como sendo; ácido hipocloroso > íon hipoclorito > cloraminas.

Além das reações acima descritas, o cloro adicionado ao esgoto reage rapidamente com outras substâncias oxidáveis, como Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S e matéria orgânica (CHERMICCHARO *et al.*, 2001), razão pela qual a cloração também pode ser praticada com outros objetivos, como por exemplo, controle de odor, redução da carga orgânica inicial de uma ETE e outros (JORDÃO e PESSOA, 2009).

3.7.6.5 Dosagem de cloro para desinfecção de esgoto

Para que a cloração atinja a eficiência esperada, vários fatores devem ser considerados. As características físico-químicas do meio, as quais determinarão quais compostos efetivamente serão responsáveis pela desinfecção, a presença de sólidos, que atua como uma barreira

protegendo os agentes patogênicos, a característica dos microorganismos, a concentração aplicada do cloro, o tempo de contato, a dispersão do cloro no meio, entre outros (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003).

A dosagem do cloro aplicada na desinfecção depende das características do esgoto que será desinfetado e do objetivo a ser atingido. O sistema de cloração pode ser dimensionado em função do residual de cloro a ser mantido ou do número máximo de organismos indicadores admitidos no efluente final. Estudos de laboratório constituem importante ferramenta para se determinar a dosagem de cloro requerida (GONÇALVES, 2003). A tabela 3.20 apresenta valores típicos de dosagens para diversos tipos de efluentes.

Tabela 3.20 Dosagem típica de cloro para desinfecção de esgotos brutos e tratados

Aplicação	Faixa de dosagem (mg.L ⁻¹)
Esgoto bruto (pré-cloração)	6 – 25
Efluente primário	5 - 20
Efluente de tratamento físico-químico	2 – 6
Efluente de filtros percoladores	3 – 15
Efluente de lodos ativados	2 – 8
Efluente filtrado (após tratamento em lodos ativados)	1 - 5
Efluente de lagoa de estabilização	6 - 13

Fonte: Metcalf & Eddy (1991); Wef (1992) apud Chermicahro (2001) e adaptado de Coraucci *et al.* (2003)

A dose aplicada de cloro pode ser entendida como o fator CT, como já mencionado em capítulos anteriores, é o produto da concentração (mg.L⁻¹) pelo tempo de contato (minutos). Segundo o manual USEPA (1999), o cloro é eficiente na remoção de bactérias e vírus, apresentando limitações no caso de protozoários. Assim, seu fator CT é sempre determinado em função da inativação de protozoários. Por exemplo, a tabela 3.21 apresenta valores de fator CT para inativação de vírus e cisto de *Giardia*, para cloro residual livre na faixa de 0,2 a 0,5 mg.L⁻¹, em temperatura de 10°C e pH entre 6 a 9.

Tabela 3.21 Valor CT de cloro residual livre na inativação de vírus e cisto de *Giardia*

Microorganismo	Fator CT (mg.min.L ⁻¹) para cloro residual livre			
	1 log	2 log	3 log	4 log
Vírus	-	3	4	6
Cisto de <i>Giardia</i>	35	69	104	-

Fonte: Adaptado de USEPA (1999)

A tabela 3.22 traz o fator CT para inativação de *Escherichia coli* pelo cloro residual livre e cloraminas.

Tabela 3.22 Valor de CT de cloro e cloraminas para inativação de *E.coli*

Microorganismo	Fator CT (mg.min.L ⁻¹)	
	Cloro (pH 6 – 7)	Cloraminas (pH 8 – 9)
<i>E. coli</i>	0,034 – 0,04	95 -180

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2003)

Aisse (2003), trabalhando na desinfecção de efluente sanitário de reator UASB seguido de filtro biológico, testou o hipoclorito de sódio aplicado em instalação piloto e obteve remoção de 5 unidades logarítmicas para *Escherichia coli*, na dosagem de 4,0 mg.L⁻¹ de cloro e tempo de contato de cerca de 40 minutos.

Tonon (2007) relata ter utilizado em torno de 25 mg.L⁻¹ de cloro para inativação de cerca de 3 log de *Escherichia coli*, na desinfecção com hipoclorito de cálcio de efluente de lagoa anaeróbia, cuja DQO média foi de 897 mg.L⁻¹, enquanto Léo (2008), obteve inativação total de bactérias do grupo coliformes utilizando dosagem de 8 a 12 mg.L⁻¹ de cloro para efluente de lagoa facultativa.

Efluente sanitário, tratado a nível secundário por um sistema biológico na Universidade da Califórnia, foi submetido à desinfecção por Leaverenz *et al.* (2006) utilizando um clorador de pastilhas com hipoclorito de cálcio. Durante os testes a DBO e SST médio do efluente foram

inferiores a 20 mg.L^{-1} , o pH de 7,5 e o tempo de contato estabelecido para 10 minutos. Para residual de cloro maior que 1 mg.L^{-1} , os resultados médios de remoção de coliformes totais e fecais foram superiores a 5 unidades logarítmicas.

Como observado, os valores encontrados nas pesquisas são diferentes, entretanto deve-se considerar as características dos efluentes e as condições de cada teste, para uma eventual comparação. Entre as principais características do efluente que influenciam no consumo de cloro destacam-se a cor, concentração de microorganismos, DBO, DQO, nitrogênio amoniacal, sólidos e turbidez. Todas têm relação direta com a demanda de cloro.

Apesar da importância do assunto, diferentemente da água, na desinfecção de esgotos não se exige inativação total dos microorganismos. Portanto, pode-se variar o tempo de contato e a concentração aplicada, conforme o uso ou a disposição que se dará ao efluente desinfectado (CORAUCCI FILHO *et al.*, 2003).

3.7.6.6 Formas de aplicação do cloro

O cloro na desinfecção de esgoto é normalmente aplicado no efluente do tratamento secundário. Caso haja alguma etapa complementar de tratamento visando melhorar a qualidade do efluente, a desinfecção deve ser deslocada para jusante deste ponto. Quanto melhor for a qualidade do efluente, mais eficiente será a cloração.

O cloro gás pode ser aplicado na forma gasosa ou em solução aquosa. O hipoclorito de sódio e de cálcio, na forma de soluções, é aplicado através de bombas dosadoras de baixa capacidade (CHERMICHAO *et al.*, 2001). Na forma sólida, o hipoclorito de cálcio e o ácido tricloroisocianúrico podem ser aplicados através de clorador de pastilhas.

O cloro depois de aplicado no esgoto necessita de um tempo de contato para promover a desinfecção, o que normalmente é feito através de um tanque de contato. Este tanque, para melhor eficiência do sistema de cloração, deve funcionar no regime de escoamento de fluxo

pistão (plug flow), onde a relação comprimento/largura deve ser de pelo menos 10:1 (CHERMICHARO *et al.*, 2001).

3.7.6.7 Descloração

O cloro tem elevada toxicidade, principalmente aos organismos aquáticos. O impacto do cloro residual nos corpos d'água que recebem efluentes clorados deve ser monitorado através dos ensaios de ecotoxicidade, conforme previsto na Resolução Conama 357/2005. Esta mesma resolução também limita o teor de cloro residual total em $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, no corpo receptor de classe 2. Para isto, a descloração do efluente pode ser necessária, dependendo da dose aplicada de cloro, sendo feita através do uso de compostos químicos, como por exemplo, o dióxido de enxofre, sulfito de sódio, metabissulfito de sódio e tiosulfato de sódio (CORAUCCI *et al.*, 2003) que devem ser adicionados ao efluente clorado para reduzir o efeito tóxico.

3.7.6.8 Subprodutos da cloração

Apesar de eficiente, a desinfecção do esgoto com cloro tem a desvantagem de formar, sob determinadas condições, subprodutos tóxicos como trihalometanos (TAM) e ácidos holoacéticos (HAA), identificados como carcinogênicos potenciais e danosos ao meio ambiente, mesmo em concentrações inferiores a $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$ (LARAZOVA *et al.*, 1999).

Muitas pesquisas têm sido feitas neste sentido resultando em opiniões favoráveis e contrárias à cloração, dependendo das condições dos testes. Um trabalho, desenvolvido na Pontifícia Universidade Católica do Paraná, trabalhou com desinfecção de efluente sanitário na dosagem de até $7,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro e tempo de contato próximo de 30 minutos, entre os anos de 2002 e 2003; onde o maior residual de TAM encontrado foi de $16,8 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (GONÇALVES, 2003).

Shuck (2004) concluiu em sua pesquisa com efluente de estações de tratamento biológico, que na mais alta concentração de cloro aplicada (20 mg.L^{-1}) e com tempo de contato de 168 horas, o valor de TAM não excedeu a 1 mg.L^{-1} , inferior ao recomendado pela legislação em teor de clorofórmio.

Silva (2008) trabalhou na cloração de efluente sanitário de um sistema de tratamento anaeróbico e concluiu que houve pouca ou nenhuma formação de TAM nas condições do teste. Segundo White (2010), é improvável que TAM seja formado na cloração de efluente não nitrificado ou com concentração de nitrogênio amoniacal maior ou igual a 5 mg.L^{-1} .

No caso da cloração utilizando o ácido tricloroisocianúrico, foi observado por Macedo (2003) que a probabilidade de formação de trialometanos é muito pequena ou nula. Quanto ao ácido cianúrico resultante da hidrólise do ácido tricloroisocianúrico, é largamente empregado como estabilizante do cloro principalmente no tratamento de piscinas, não tendo sido encontrado relatos de efeitos prejudiciais provocados pelo mesmo, utilizado nestas condições.

O trabalho de Albano (2014) investiga a formação de trialometanos na desinfecção de efluente sanitário com o uso do ácido tricloroisocianúrico.

3.7.6.9 Custo da cloração

Na implantação da desinfecção, o custo pesa na escolha do processo a ser utilizado, pois custos elevados inviabilizam a implantação do sistema, e principalmente no Brasil, onde existem enormes dificuldades na construção das estações de tratamento de esgoto, muitas vezes justificadas por limitações financeiras. Paradigma que deve ser rompido, considerando-se a premissa que prevê economia de 4 reais em medicina curativa para cada real investido em saneamento (FUNASA, 2007).

A tabela 3.23 apresenta custo operacional e de implantação, sem descloração, para vários processos de desinfecção obtidos em algumas pesquisas do PROSAB no Brasil.

Tabela 3.23 Custo dos processos de desinfecção no Brasil

Desinfetante	População n° hab	Vazão L.s ⁻¹	Custo de implantação R\$/hab.	Custo operacional R\$/m ³
Cloro gás (1)	71.000	137	3,80	0,012
Cloro gás (2)	124.000	310	4,83	0,024
Hipoclorito de sódio (3)	41.380	88	5,55	0,078
Hipoclorito de sódio (4)	14.425	40	14,56	0,089
Dióxido de cloro (5)	5.844	10	46,83	0,108
Radiação UV (6)	5.844	10	21,98	0,034
Ozônio	10.000	18,5	18,11	0,091

Fonte: Adaptado de Jordão e Além Sobrinho (2003)

(1 e 2) após Reator Anaeróbio de Manta de Lodo + Filtro Biológico; (3) após Reator Anaeróbio de Manta de Lodo + Filtro Anaeróbio, (4) após Reator Anaeróbio de Manta de Lodo + Lagoa; (5) após Reator Anaeróbio de Manta de Lodo + Flotação por Ar Dissolvido e (6) após Reator Anaeróbio de Manta de Lodo + Filtro Biológico

Como pode ser observado, em relação ao custo a cloração destaca-se como a opção mais interessante para desinfecção de esgoto. Entretanto, fatores como formação de subprodutos, viabilidade de implantação e operação, qualidade do esgoto, possibilidade de reuso do esgoto, eficiência e regulamentação legal também devem ser considerados para a escolha do processo a fim de atingir objetivo planejado.

3.8 Vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção

São vários os processos de desinfecção de esgoto disponíveis para utilização. Todos apresentam qualidades e limitações, devendo optar-se por aquele que atenda as necessidades de cada situação em particular. Na tabela 3.24 estão apresentados os principais sistemas de desinfecção com suas vantagens e desvantagens.

Tabela 3.24 Vantagens e desvantagens dos processos de desinfecção

Processos	Vantagem	Desvantagem
Cloração	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Tecnologia bem conhecida ▪ Menor custo ▪ Residual de cloro prolonga a desinfecção aumentando a eficiência ▪ Efetiva e confiável para grande maioria dos patógenos ▪ Oxida compostos orgânicos e inorgânicos ▪ Flexibilidade nas dosagens 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Cloro residual é tóxico e requer descloração ▪ Todas as formas de cloro são corrosivas e tóxicas ▪ Geração de subprodutos tóxicos (TAM e HAA) ▪ Aumenta os sólidos dissolvidos totais ▪ Ineficaz para alguns patógenos (protozoários, helmintos)
Cloração/ descloração	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Idem cloração 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Idem cloração ▪ Requer produto químico para eliminar o residual de cloro ▪ Não tem efeito residual da desinfecção com cloro
Ozônização	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Mais efetivo que o cloro na eliminação de vírus e bactérias ▪ Necessita curto tempo de contato (10 a 30 minutos) ▪ Não gera subprodutos tóxicos ▪ Recrescimento bacteriano ocorre somente na presença de material particulado ▪ Gerado no local de uso ▪ Eleva o OD no efluente tratado 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pequenas doses podem não ser efetivas para alguns vírus, esporos e cistos ▪ Tecnologia mais complexa que do cloro e UV ▪ O₃ é muito reativo, corrosivo, irritante e tóxico ▪ Caro para esgoto com elevado teor de SST e DQO ▪ Custo relativamente alto
Ultravioleta	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efetiva na inativação vírus e esporos ▪ Dispensa geração, transporte, armazenamento e manuseio de produtos químicos ▪ Não gera efeito residual prejudicial ▪ Operação simples ▪ Necessita curto tempo de contato (20 a 30 segundos) ▪ Utiliza pouco espaço 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Baixas dosagens não são efetivas para alguns vírus, esporos e cistos ▪ Recrescimento dos microorganismos por fotorreativação e recuperação no escuro ▪ Demanda controle da formação de biofilme no reator de contato ▪ Perde eficiência na presença de SST e turbidez ▪ Mais caro que a cloração e mais econômico que a cloração/descloração
Filtração em membrana	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Melhora significativamente a qualidade físico-química do efluente ▪ Remove fósforo do esgoto ▪ Eficiente inclusiva na remoção de larvas e ovos de helmintos e cistos de protozoários 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eficiência variável e inespecífica em relação aos patógenos ▪ Requer processos anteriores de coagulação/floculação ▪ Funcionamento intermitente devido à lavagem dos filtros ▪ Demanda operacional de nível intermediário ▪ Custo elevado
Ácido , peracético	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Efetivo na inativação bactérias, vírus e esporos ▪ Toxicidade residual e formação de subprodutos inferior ao cloro ▪ Necessita de curto tempo de contato ▪ Ausência de residuais tóxicos 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Perde eficiência na presença de SST e DQO ▪ Custo elevado ▪ Altamente instável e reativo

Fonte: Adaptado de Usepa (1986), Tchobanoglous & Burton (2003), Von Sperling (2005), Campos (1999) e Sant'Ana (2002) apud Gonçalves *et. al.* (2003)

4 Material e método

Os estudos desta pesquisa foram realizados em três etapas:

- Etapa 1 – Estudo da capacidade de dosagem clorador
- Etapa 2 – Ensaio experimental para estimativa da dosagem de cloro
- Etapa 3 – Implantação do sistema de desinfecção na ETE

Para a desinfecção do efluente foi escolhida a cloração com pastilhas de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) por ser um processo simples, tanto para implantação como operação, que não demanda energia elétrica, podendo ser implantado em localidades remotas; condizente portanto, com a proposta desta pesquisa e a expectativa de vários autores de se adotar processos simplificados e eficientes visando difundir a prática de desinfecção de esgoto. Optou-se pelo ATCI em substituição ao hipoclorito de cálcio, tradicionalmente utilizado nesta situação, devido ao hipoclorito não manter a forma sólida até o desgaste total da pastilha, formando uma pasta que dificulta a operação do sistema.

4.1 Caracterização da área de estudo

O presente trabalho teve etapas desenvolvidas na Sabesp de Franca e na estação de tratamento de esgoto de Itirapuã. Itirapuã é um município localizado na região nordeste do estado de São Paulo que pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHI 08, na Bacia Hidrográfica do Sapucaí Mirim/Grande. Seu sistema de saneamento é operado pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, a Sabesp. A figura 4.1 mostra a localização de Itirapuã.

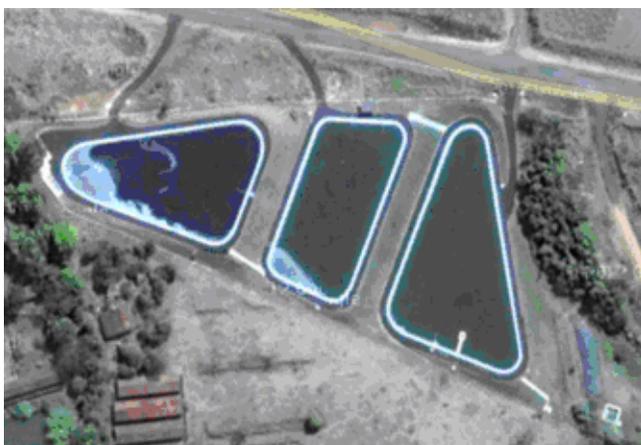
Figura 4.1 - Localização de Itirapuã



Fonte: Prefeitura municipal de Itirapuã (2011)

A população do município é de 6.322 habitantes (IBGE, 2013) e o número de ligações de água soma 1754. Sua estação de tratamento de esgoto (ETE) é um sistema de lagoa de estabilização, conforme mostra a figura 4.2.

Figura 4.2 - ETE de Itirapuã



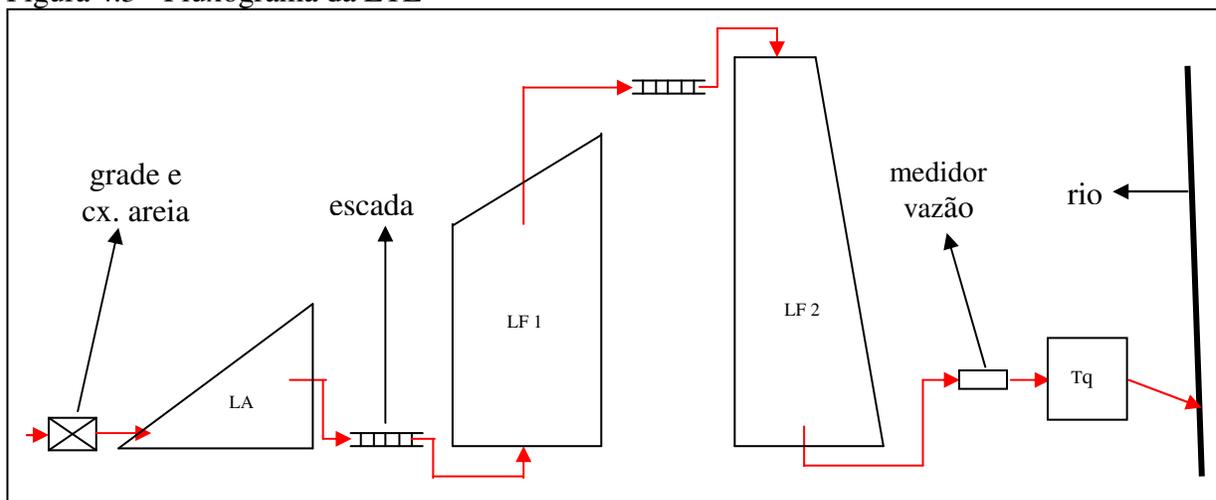
Fonte: GOOGLE (2013)

A cidade de Itirapuã foi escolhida por ter uma estação de tratamento de esgoto de pequeno porte, receber essencialmente esgoto doméstico e estar próximo à Franca, sede da Sabesp na região e onde se encontra o laboratório que executou as análises desta pesquisa.

4.2 Descrição da estação de tratamento de esgoto

A estação de tratamento de esgoto (ETE) de Itirapuã consiste de um sistema de lagoas de estabilização funcionando com três lagoas, em operação desde 1988. A eficiência média do sistema para remoção de carga orgânica é superior a 90 % e para coliformes totais e *Escherichia coli* é de 99%, ou seja, remove duas unidades logarítmicas (SABESP, 2014). O esgoto chega na ETE continuamente e flui pelas suas etapas por gravidade, pois toda área encontra-se em desnível. O fluxograma da ETE está ilustrado na figura 4.3.

Figura 4.3 - Fluxograma da ETE



A capacidade instalada de tratamento da ETE é de $13,3 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$, mas proporcionalmente à população atual, opera com vazão média diária de $9,8 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ (PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPUÃ, 2011). O esgoto afluente à ETE passa pelo tratamento preliminar, composto de

gradeamento e caixa de areia. Posteriormente é encaminhado para a seqüência de lagoas em série, passando pela lagoa anaeróbia, a primeira facultativa e finalmente pela segunda lagoa facultativa. O tempo de detenção total, de projeto, é de 12,5 dias. As características de cada uma destas lagoas estão detalhadas na tabela 4.1.

Tabela 4.1 - Características das lagoas da ETE de Itirapuã

	Lagoa anaeróbia	Lagoa facultativa 1	Lagoa facultativa 2
Superfície (m ²)	3000	2560	3160
Volume (m ³)	5580	3830	4960
Profundidade (m)	2,80	1,80	1,80
Tempo detenção (d)	4,9	3,3	4,3
Vazão projeto (L.s ⁻¹)	13,3	13,3	13,3
Vazão atual (L.s ⁻¹)	9,8	9,8	9,8

Fonte: Adaptado de Prefeitura Municipal de Itirapuã (2011)

Depois da segunda lagoa facultativa, o efluente passa por um medidor de vazão e um tanque de contato, antes de ser lançado no Ribeirão Capanema. O tanque de contato é quadrado, com volume de 28,73 m³, dividido internamente por chicanas e projetado para um tempo de detenção de trinta minutos.

O Ribeirão Capanema, no trecho que inclui a ETE, é classe 4. Embora as legislações vigentes não estabeleçam limites para coliformes totais e *Escherichia coli* nesta classe de rio, a desinfecção do efluente da ETE é indicada por razões sanitárias, conforme discutido em capítulos anteriores.

As figuras 4.4, 4.5, 4.6 e 4.7 mostram a área da ETE.

Figura 4.4 Lagoa anaeróbia



Figura 4.5 Lagoa facultativa 1



Figura 4.6 Lagoa facultativa 2



Figura 4.7 Tanque de contato



4.3 Etapa 1 – Estudo da capacidade de dosagem do clorador

Esta etapa destinou-se ao conhecimento da capacidade de dosagem do clorador, mediante avaliação do sistema de cloração usando água tratada para dissolução das pastilhas,

variando-se a vazão e o tamanho da área molhada no clorador. Ensaio de cloro residual **total** foram realizados na solução clorada para determinação da concentração de cloro, esperada ser diferente para cada condição de vazão e tamanho de área molhada.

4.3.1 Descrição do clorador

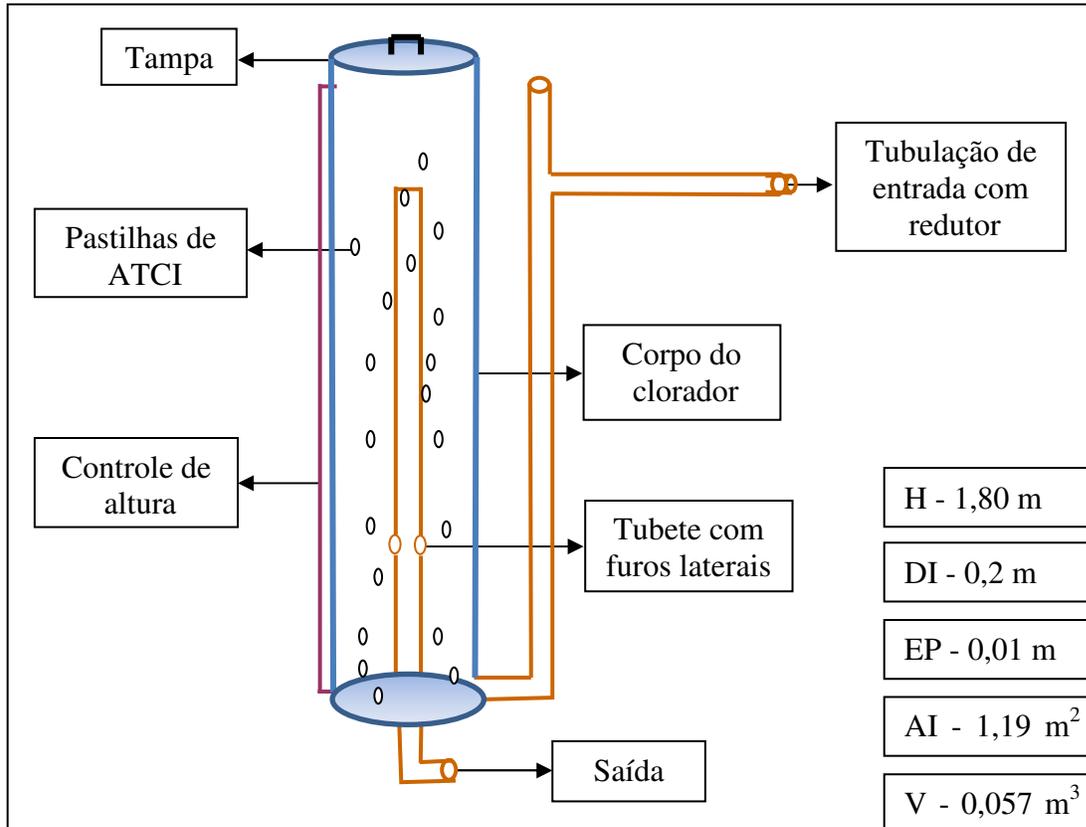
O clorador de pastilhas é um dispositivo simples que promove a dissolução das pastilhas cloradas pela passagem de água ou esgoto, formando a solução clorada que é utilizada na desinfecção. O clorador utilizado nesta pesquisa foi desenvolvido na Sabesp de Franca, baseado em modelos existentes no mercado. Sua estrutura principal (azul) foi confeccionada em fibra de vidro e o PVC utilizado nas demais partes, para evitar corrosão do sistema (GONÇALVES, 2003) A figura 4.8 é uma fotografia do sistema montado.

Figura 4.8 – Clorador com pastilhas de ATCI



A figura 4.9 é uma representação esquemática do clorador com a identificação dos componentes.

Figura 4.9 - Ilustração do clorador



H - altura, DI - diâmetro interno, EP - espessura da parede, AI - área interna e V - volume

O funcionamento do sistema de cloração inicia-se com a chegada da água ou esgoto pela tubulação de entrada, de onde se encaminha ao clorador pela parte inferior, passa pelas pastilhas cloradas e forma a solução clorada. A solução clorada é drenada pelos furos laterais do tubete e encaminhada para a saída do clorador, de onde se mistura com o líquido a ser desinfectado.

Há duas maneiras de se alterar a dosagem de cloro no sistema, uma através da vazão de entrada, feita aumentando ou diminuindo a vazão; e outra pelo tamanho da área molhada, obtida alterando-se a altura dos furos laterais do tubete. O tamanho desta área determina a quantidade de pastilhas cloradas expostas a dissolução, e conseqüentemente, quanto de cloro é liberado pelo sistema. Assim, quanto mais alto estiverem os furos laterais no tubete, maior a extensão da área molhada e maior a quantidade de cloro liberada.

4.3.2 Instalação e teste do clorador

O clorador foi montado nas dependências da Sabesp de Franca, junto à estação de tratamento de água (ETA). Foi instalada uma caixa de PVC com capacidade para 500 litros, antes do clorador, abastecida por uma linha de água pressurizada da ETA, conforme ilustrado na figura 4.10. O fluxo de água na caixa dá-se da parte inferior para a superior, de onde é vertida para o clorador.

Figura 4.10 - Clorador instalado na ETA



O sistema tem capacidade para 44 kg de pastilhas, que em função da área do sistema resulta em uma densidade aparente de 0,8 kg/L.

O teste foi conduzido utilizando-se água tratada para dissolução das pastilhas, onde a capacidade de dosagem do clorador foi avaliada em quatro alturas de furos do tubete, cada uma delas combinada com três vazões, totalizando doze testes, nos quais o cloro residual total (CRT) da solução clorada foi analisado, além da vazão. A tabela 4.2 demonstra os testes realizados.

Tabela 4.2 Teste do clorador

Altura (H) dos furos no tubete (cm)	Superfície molhada		Redutor (polegadas)	Vazão (Q) L.s ⁻¹	CRT (mg.L ⁻¹)
	Área (m ²)	Volume (m ³)			
5	0,12	0,003	1/2	x	x
			3/4	x	x
			1	x	x
10	0,18	0,006	1/2	x	x
			3/4	x	x
			1	x	x
20	0,24	0,009	1/2	x	x
			3/4	x	x
			1	x	x
30	0,30	0,012	1/2	x	x
			3/4	x	x
			1	x	x

As variações de vazão foram obtidas utilizando-se três tamanhos de redutores adaptados na tubulação de entrada do sistema, um para cada teste, conforme ilustra tabela 4.1. Cada um dos doze testes consumiu aproximadamente 12 kg de pastilhas de ATCI, no tempo médio de 5 dias, sem reposição, onde várias medidas diárias de cloro e vazão foram realizadas para compor um valor médio. A troca dos tubetes para variar a altura dos furos laterais era feita com o clorador fora de operação, no intervalo entre os testes.

Também foi realizado um teste para avaliar a variabilidade da concentração de cloro dosado em função do desgaste das pastilhas de ATCI.

4.3.3 Cálculo do volume e área molhada do clorador

Para estimar o tamanho da área molhada foram utilizadas as fórmulas de área e volume do cilindro.

Fórmula para área (A) em (m²)

$$A = 2 \times \pi \times R(H + R) \quad (4.1)$$

Sendo:

R – raio (m)

H – altura (m)

π – 3,14

Fórmula para volume (V) em m³

$$V = \pi \times R^2 \times H \quad (4.2)$$

Para exemplificar, um cálculo foi feito com os dados referentes ao teste do sistema utilizando-se o tubete com furos laterais a 30 cm de altura. Com uma régua mediu-se a altura (H) do líquido no interior do sistema através do controle de altura, conforme ilustrado na figura 4.11. A altura medida foi de 0,38 m e o raio (R) 0,1 m, uma vez que o diâmetro do sistema é de 0,20 m. Assim obteve-se:

Área

$$A = 2 \times 3,14 \times 0,1(0,38 + 0,1)$$

$$A = 0,30 \text{ m}^2$$

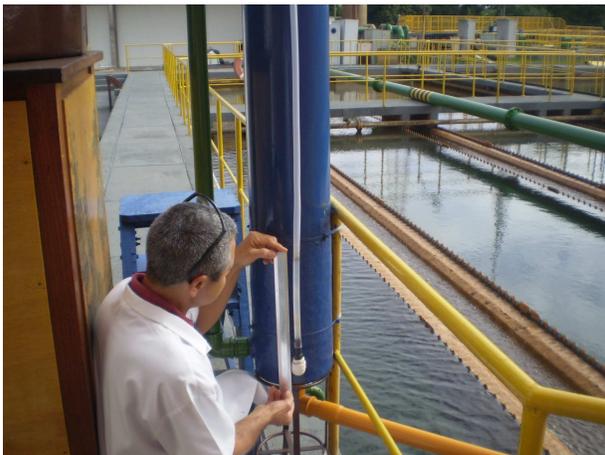
Volume

$$V = \pi \times R^2 \times H$$

$$V = 3,14 \times 0,1^2 \times 0,38$$

$$V = 0,012 \text{ m}^3$$

Figura 4.11 - Medida da altura da área molhada no clorador



4.3.4 Ensaios realizados no teste do clorador

Os ensaios de cloro residual total foram realizados no laboratório de controle sanitário e ambiental, da Sabesp de Franca. O laboratório é acreditado pelo Inmetro na norma NBR ISO/IEC 17025, sendo responsável por controlar a qualidade da água distribuída pela Sabesp, na Unidade de Negócio Pardo e Grande, além de monitorar a qualidade da água dos mananciais e dos efluentes tratados pelas diversas estações de tratamento de esgoto da Sabesp, nesta unidade.

A metodologia para ensaio do cloro residual foi a colorimétrica, com uso do reagente DPD, conforme recomendado pelo Standard Methods 22ª edição (2012), método 4500-Cl G.

Também foi medida a temperatura da água e a vazão durante os testes. A vazão foi obtida coletando-se o volume liberado pelo sistema para um determinado tempo e medindo-o com proveta.

4.3.5 Ácido tricloroisocianúrico utilizado no teste do clorador

O ácido tricloroisocianúrico utilizado nos testes foi fabricado pela Beraca Sabará Químicos e Ingredientes S/A, cujo nome comercial é Cloroplast 9010, pertencente ao lote de fabricação número 11006425 e destinado ao tratamento de água para consumo humano, conforme especificado no rótulo do produto. As pastilhas, ilustradas na figura 4.12, são brancas e têm forma cilíndrica.

Figura 4.12 - Pastilhas de ATCI



As características do produto, conforme informações do fabricante, encontram-se na tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Características do ácido tricloroisocianúrico

Característica	Valor
Cloro ativo	Mínimo 90 %
Comprimento da pastilha	3 cm
Cor	Branca
Densidade (20 a 25°C)	> 0,74 g/cm ³
Diâmetro da pastilha	35 mm
Estado físico	Pastilha sólida compactada
Odor	Característico de cloro
Peso médio da pastilha	50 g
Peso molecular	232,5
pH a 1 %	2 a 4
Pureza	100 % p.p
Solubilidade	25 g/100 ml de água

Fonte: Adaptado de Beraca (2011)

Por razão de saúde e segurança, o fabricante informa a obrigatoriedade do uso de equipamentos de proteção individual, como máscaras e luvas, no manuseio do produto.

4.4 Etapa 2 – Ensaio experimental para estimativa da dosagem de cloro

Nesta etapa o objetivo foi determinar a dose de hipoclorito de sódio e do ácido tricloroisocianúrico, necessária para promover a desinfecção do efluente da lagoa de estabilização de Itirapuã, através de testes piloto realizados em laboratório. O teste com hipoclorito de sódio serviu para comparação com os resultados do ATCI.

Os testes de desinfecção propriamente ditos foram realizados no laboratório de controle sanitário e ambiental da Sabesp de Franca, sendo utilizados instrumentos de ensaios em jarro (jar test) para determinar a concentração e o tempo de contato, requeridos na desinfecção.

As determinações do cloro nestes testes foram na forma de cloro residual total, pois a cloração de efluentes raramente é conduzida ao ponto de formar cloro residual livre, o que resultaria na adição de grandes quantidades de cloro até satisfazer toda demanda (AWWA, 2012).

4.4.1 Caracterização do efluente

No total, cinco testes foram realizados entre os meses de janeiro e março de 2013 para estimar a dosagem do cloro. Em cada teste, o efluente foi caracterizado nos parâmetros coliformes totais, condutividade, cor aparente, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), *Escherichia coli*, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, pH, sólidos suspensos totais, sólidos totais e turbidez.

As amostras foram analisadas no laboratório de controle sanitário e ambiental da Sabesp de Franca e as metodologias empregadas foram as recomendadas pelo Standard Methods 22ª edição (2012). Na tabela 4.4 seguem os parâmetros com as respectivas metodologias analíticas.

Tabela 4.4 – Metodologia utilizada para os ensaios

Parâmetro	Metodologia	Metodologia Standard Methods
Coliforme total	Substrato enzimático	9223 B
Condutividade	Eletrométrica	2510 B
Cor aparente	Colorimétrica	2120 E
DBO	Respirométrica	5210 D
DQO	Refluxo fechado colorimétrico	5220 D
<i>Escherichia coli</i>	Substrato enzimático	9223 B
Fósforo total	Colorimétrica	4500-P B,E
Nitrato	Eletrométrica	4500-NO3-D
Nitrogênio amoniacal	Eletrométrica	4500-NH3 D
Oxigênio dissolvido	Eletrométrica	4500 OG
pH	Eletrométrica	4500 H+B
Sólidos suspensos totais	Gravimétrica	2540 B
Sólidos totais	Gravimétrica	2540 D
Turbidez	Nefelométrica	2130 B

Fonte: Adaptado de AWWA (2012)

4.4.2 Descrição do ensaio experimental – concentração e tempo de contato

Na realização dos cinco testes, as amostras do efluente da lagoa facultativa de Itirapuã foram coletadas, em datas distintas, e submetidas a concentrações de cloro residual total de 2,5 mg.L⁻¹, 3,5 mg.L⁻¹, 5 mg.L⁻¹, 10 mg.L⁻¹, 15 mg.L⁻¹ e 20 mg.L⁻¹. Cada uma das concentrações foi avaliada nos tempos de contato de 5 minutos, 15 minutos, 30 minutos, 45 minutos e 60 minutos para verificar a eficiência de inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*, esperada ser superior a 4 unidades logarítmicas, ou seja, maior que 99,99 %; valor suficiente para prevenir a contaminação do corpo receptor, no momento do lançamento do efluente. A escolha destas concentrações de cloro baseou-se em informação da literatura que preconiza concentrações de cloro de 6 a 13 mg.L⁻¹ para desinfecção de efluente de lagoa de estabilização (CORAUCCI *et al.*, 2003).

Para cada teste foram coletados 40 litros de amostra. Deste volume, foram retiradas alíquotas para caracterização do efluente, além de encher as cubas de jar test, contendo dois litros cada uma, para realização simultânea do ensaio com hipoclorito e ATCI; sendo 6 concentrações do hipoclorito, 6 do ATCI e um branco, cuja função foi verificar a variação da concentração dos coliformes e *Escherichia coli* no tempo do teste. Para isto, três instrumentos de jar test foram utilizados na rotação de 50 rpm. A figura 4.13 ilustra um teste em execução.

Figura 4.13 - Teste de cloração do efluente



Duas soluções cloradas foram preparadas, uma com hipoclorito de sódio e outra com ATCI. As soluções foram preparadas com água destilada, em balão volumétrico, adicionando-se o volume de hipoclorito e a massa do ATCI necessária para se obter concentração de cloro residual total de aproximadamente 1000 mg.L⁻¹. Ambas tiveram a concentração de cloro residual total determinada, através de análise, antes de se iniciar a aplicação no efluente. Utilizou-se a equação 4.4 para cálculo das alíquotas de solução clorada a ser adicionada no efluente e obter as concentrações desejadas.

$$C_1V_1 = C_2V_2 \quad (4.4)$$

sendo:

C₁ – concentração de CRT da solução clorada, em mg.L⁻¹

V₁ – alíquota da solução clorada, em mL

C₂ – concentração final de CRT no efluente, em mg.L⁻¹

V₂ – volume de efluente, em mL

Como exemplo, considerou-se que a concentração de cloro nas soluções foi de 1000 mg.L⁻¹. Assim, os volumes aplicados de cada solução clorada obedeceram ao descrito na tabela 4.5.

Tabela 4.5 - Concentração de cloro aplicada

Solução clorada	Alíquota aplicada da solução clorada (mL)	Cloro residual total aplicado em 2000 mL de efluente (mg.L ⁻¹)
Hipoclorito de sódio 1000 mg.L ⁻¹ de cloro residual total	5	2,5
	7	3,5
	10	5
	20	10
	30	15
	40	20
ATCI 1000 mg.L ⁻¹ de cloro residual total	5	2,5
	7	3,5
	10	5
	20	10
	30	15
	40	20

Imediatamente após a adição das alíquotas da solução clorada no efluente, o cronômetro foi acionado. Nos tempos de 5 minutos, 15 minutos, 30 minutos, 45 minutos e 60 minutos, amostra de cada concentração foi coletada e analisada para determinação de coliformes totais e *Escherichia coli*. Para o branco, analisou-se coliformes totais e *Escherichia coli* no início do teste e após 60 minutos de tempo de contato. Também foram analisados os parâmetros de pH, temperatura e cloro residual total para todas as concentrações, no tempo de 60 minutos.

Na tabela 4.6 encontra-se uma súmula do teste com as concentrações e o fator CT, calculado em função dos tempos de contato e das concentrações de cloro aplicadas. Trabalhou-se com seis concentrações de cloro residual total, cada uma delas testadas em cinco tempos de contato, o que resultou em vinte fatores CT diferentes. Ao final, foram realizados 150 ensaios para o hipoclorito e 150 para o ATCI, totalizando 300 ensaios.

Tabela 4.6 Súmula do teste com hipoclorito de sódio e ácido tricloroisocianúrico

Concentração (mg.L ⁻¹)	Volume (mL)	Tempo de contato (min)	Fator CT (mg min.L ⁻¹)	Número de testes/desinfetante
2,5	2000	5	12,5	5
		15	37,5	5
		30	75	5
		45	112,5	5
		60	150	5
3,5	2000	5	17,5	5
		15	52,5	5
		30	105	5
		45	157,5	5
		60	210	5
5	2000	5	25	5
		15	75	5
		30	150	5
		45	225	5
		60	300	5
10	2000	5	50	5
		15	150	5
		30	300	5
		45	450	5
		60	600	5
15	2000	5	75	5
		15	225	5
		30	450	5
		45	675	5
		60	900	5
20	2000	5	100	5
		15	300	5
		30	600	5
		45	900	5
		60	1200	5
Branco	2000	60	-	5

4.4.3 Produtos químicos utilizados

No ensaio experimental, foram utilizados o ácido tricloroisocianúrico e o hipoclorito de sódio como fontes de cloro. O ácido tricloroisocianúrico é o mesmo descrito no item 4.3.5. Quanto ao hipoclorito de sódio, foi fornecido pela Carbocloro e apresenta as características descritas na tabela 4.7.

Tabela 4.7 Características do hipoclorito de sódio

Característica	Valor
Aspecto	Límpido e levemente amarelado
Fórmula química	NaClO
Peso molecular	74,5
Ponto de fusão	-25 °C (Sol. a 12% NaClO)
Solubilidade em água	Completa
Peso específico	1,2 (Sol. a 12% NaClO)
Teor de hipoclorito de sódio	Mínimo 12 % m/m

Fonte: Adaptado de Carbocloro (2013)

4.5 Etapa 3 – Implantação do sistema de desinfecção na ETE

As informações obtidas nas etapas anteriores subsidiaram o experimento na lagoa, onde foi investigado o funcionamento do sistema de cloração, desde a parte operacional até a eficiência de desinfecção.

O experimento foi montado na saída da segunda lagoa facultativa da ETE de Itirapuã e acompanhado durante quatro meses consecutivos. As análises relacionadas a esta etapa também foram realizadas pelo laboratório de controle sanitário da Sabesp de Franca.

4.5.1 Instalação do clorador na ETE

Na saída da segunda lagoa facultativa, existe uma cavidade com cerca de 2,50 m de profundidade, pela qual o efluente flui ao deixar a lagoa. Neste local foi instalado o clorador, conforme ilustra a figura 4.14. Junto ao vertedor de saída da lagoa, foi adaptada uma tubulação de duas polegadas que conduz parte do esgoto tratado ao clorador para fazer a dissolução das pastilhas cloradas, enquanto a maior parcela escoo normalmente, conforme ilustra a figura 4.15. O fluxo do esgoto para o clorador é controlado por meio de uma válvula, instalada na tubulação de entrada, e a solução clorada mistura-se ao efluente neste mesmo local após sair do clorador.

Figura 4.14 Clorador instalado na ETE



Figura 4.15 Fluxo de esgoto no clorador



A instalação do clorador no final da ETE, além de ser o local adequado para desinfecção do efluente, também tem a vantagem de apresentar menor variação de vazão, uma vez que a mesma foi equalizada na passagem pelas três lagoas dispostas antes do clorador.

A vazão da ETE foi medida no vedadoiro triangular, localizado antes do tanque de contato, tendo sido constatado o valor médio $4,42 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$. Mesmo diferente das vazões de projeto, citadas anteriormente, o clorador foi montado baseado nesta vazão, por se tratar de um valor real, obtido na prática. Assim sendo, pelos resultados obtidos na segunda etapa, inicialmente

idealizou-se aplicar 10 mg.L^{-1} de cloro residual total no tempo de contato de 30 minutos, o que resultaria num fator CT de $300 \text{ mg.min.L}^{-1}$, considerado mais que suficiente para a desinfecção do efluente. Tal condição demanda aplicar uma carga de cloro de cerca de 44 mg.s^{-1} , o que poderia ser obtido com uma vazão no clorador de $0,44 \text{ L.s}^{-1}$ e concentração de cloro residual total de 100 mg.L^{-1} .

O fator CT do ATCI para desinfecção do efluente na segunda etapa foi $105 \text{ mg.min.L}^{-1}$. Ainda assim, decidiu-se iniciar os testes de desinfecção na lagoa com um fator CT de $300 \text{ mg.min.L}^{-1}$, como definido acima, porque esperava-se uma demanda de cloro maior, por tratar-se de um teste em escala real, onde normalmente o consumo de desinfectante é superior ao dos testes de escala piloto.

Utilizando-se a equação 5.1 (página 79), mostrada abaixo, foi calculada a altura do tubete a ser instalado no clorador para se aplicar os 100 mg.L^{-1} de cloro residual total.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = 2,773_H + 7,441$$

A altura (H) calculada do tubete foi de aproximadamente 33 cm. Através da equação 5.5 (página 81), mostrada abaixo, referente ao teste do clorador com tubete perfurado a 30 cm de altura, foi calculada a concentração de cloro que poderia ser aplicada adotando-se a vazão de $0,44 \text{ L.s}^{-1}$, definida anteriormente.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = - 54,29_Q + 141,97$$

Nesta condição o cloro aplicado seria de aproximadamente 118 mg.L^{-1} .

Com base nestes cálculos, foi instalado no clorador um tubete com furos à 30 cm de altura e a vazão ajustada para aproximadamente $0,44 \text{ L.s}^{-1}$. Assim, os testes de desinfecção com o clorador foram iniciados e acompanhados de setembro de 2013 a janeiro de 2014.

4.5.2 Avaliação do sistema de desinfecção

Para avaliação do sistema de desinfecção foram analisadas amostras do efluente desinfectado, coletadas na saída do tanque de contato, para ensaios de coliformes totais, *Escherichia coli* e cloro residual total; além do efluente da lagoa facultativa 2, antes da cloração, para ensaios de coliformes totais e *Escherichia coli*. Também foi monitorado no corpo receptor, à jusante do lançamento do efluente, o teor de cloro residual total.

4.5.3 Caracterização do efluente da ETE

Durante o período em que o sistema de desinfecção foi monitorado, três amostras do efluente da lagoa facultativa 2, sem cloro, foram coletadas para caracterização. As amostras foram analisadas nos parâmetros de coliformes totais, condutividade, cor aparente, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), *Escherichia coli*, fósforo total, nitrato, nitrogênio amoniacal, oxigênio dissolvido, pH, sólidos suspensos totais, sólidos totais e turbidez. O objetivo foi verificar alterações na qualidade do efluente comparando estes resultados com aqueles obtidos na análise do efluente utilizado no teste piloto, conforme descrito na etapa 2.

As metodologias de análise empregadas foram as mesmas descritas no item 4.4.1.

4.5.4 Avaliação do custo da desinfecção

O custo da desinfecção utilizando ATCI foi avaliado nesta pesquisa considerando-se as despesas de implantação e custo operacional. Na implantação, há gastos com mão-de-obra e

aquisição do clorador. No custo operacional, há o valor gasto com aquisição do produto químico (ATCI) e também a mão-de-obra na operação e manutenção do sistema.

4.6 Tratamento estatístico dos resultados

Os resultados da primeira etapa foram tratados através de regressão linear pelo método dos mínimos quadrados visando conhecer a correlação entre as variáveis cloro residual total, vazão e área molhada, além de se estabelecer as equações de dosagem de cloro. Na segunda etapa, como os resultados obtidos não seguem uma distribuição normal, foram tratados estatisticamente por um método não paramétrico, o teste de Kruskal-Wallis, utilizando-se o Software Action, versão 2.5, para comparação dos resultados obtidos nos tratamentos com NaClO e ATCI. Os resultados da terceira etapa foram tabelados e avaliados graficamente utilizando-se o programa Excel.

5 Resultados e discussão

As atividades de cada etapa foram desenvolvidas separadamente, com início em junho de 2012 e término em janeiro de 2014, totalizando 19 meses de trabalho. Os resultados estão apresentados para cada uma das etapas desenvolvidas.

5.1 Etapa 1 - estudo da capacidade de dosagem do clorador

Esta etapa foi iniciada em junho de 2012 e encerrada em setembro de 2012. Na tabela 5.1 estão apresentados os resultados médios dos testes de dosagem do clorador.

Tabela 5.1 Resultados médios dos testes para estudo da capacidade de dosagem do clorador

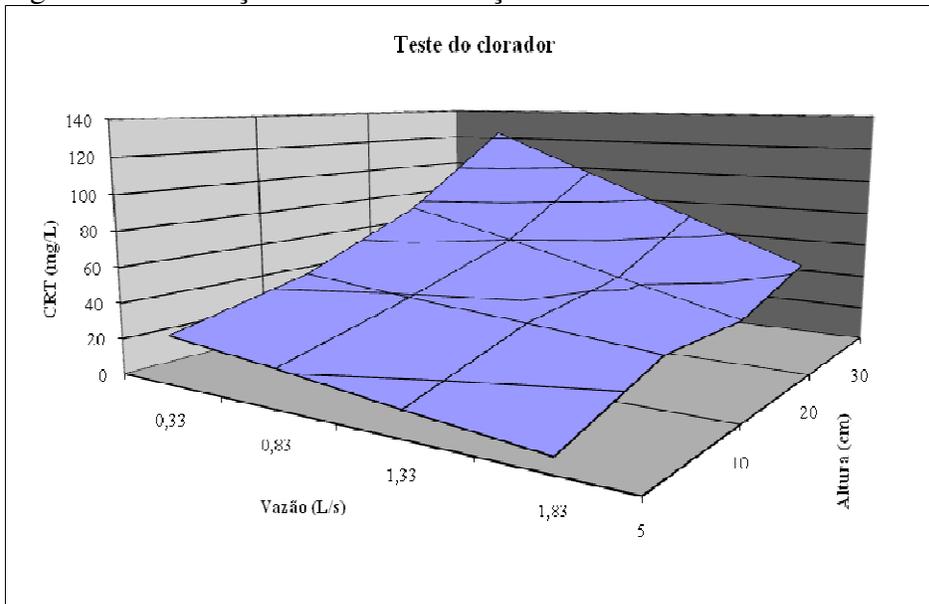
Altura (H) dos furos no tubete (cm)	Superfície molhada		Redutor (polegadas)	Vazão (Q) L.s ⁻¹	CRT na solução (mg.L ⁻¹)
	Área (m ²)	Volume (m ³)			
5	0,12	0,003	½	0,40	27
			¾	0,63	23
			1	1,23	16
10	0,18	0,006	½	0,42	44
			¾	0,57	42
			1	1,47	32
20	0,24	0,009	½	0,42	74
			¾	0,78	60
			1	1,20	48
30	0,30	0,012	½	0,47	118
			¾	0,73	100
			1	1,23	76

A figura 5.1 ilustra a variação de cloro em função da altura dos furos do tubete e a vazão. Nela pode ser observado que a concentração de cloro liberada pelo sistema está

diretamente associada ao tamanho da área molhada. Quanto maior a altura dos furos no tubete, maior a área molhada e mais cloro é dosado, pois um maior volume de pastilhas é submetido ao desgaste pela água.

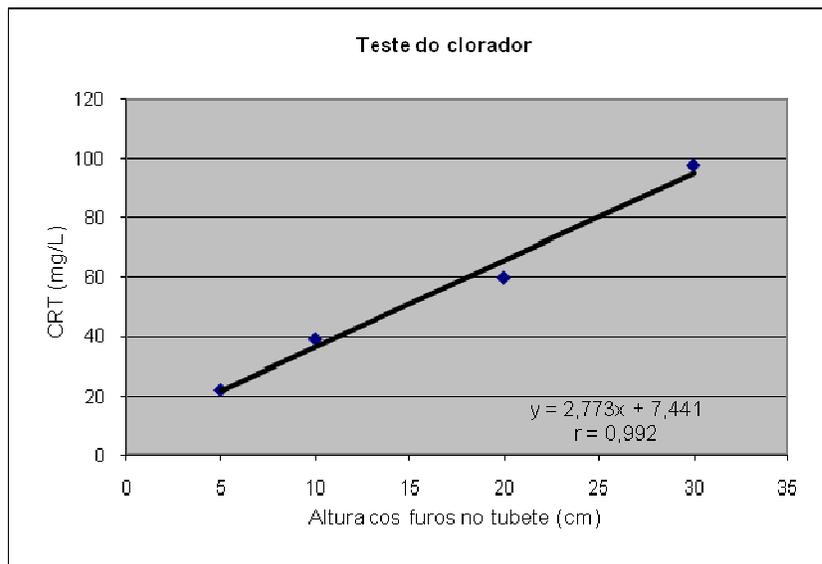
Diferente da área molhada, como mostrado na figura 5.1 a dosagem de cloro é inversamente proporcional à vazão. Observa-se que vazões maiores resultam em menores concentrações de cloro dosado. O fluxo lento no interior do sistema favorece o desgaste das pastilhas, liberando mais cloro. Apesar deste comportamento, a carga total de cloro dosada, produto da vazão pela concentração de cloro, ainda é superior nas vazões maiores.

Figura 5.1 – Variação do cloro em função da altura dos furos do tubete e vazão



A figura 5.2 demonstra o teste do clorador nas diversas alturas de furos do tubete (H).

Figura 5.2 – Teste do clorador em diferentes alturas de furos no tubete

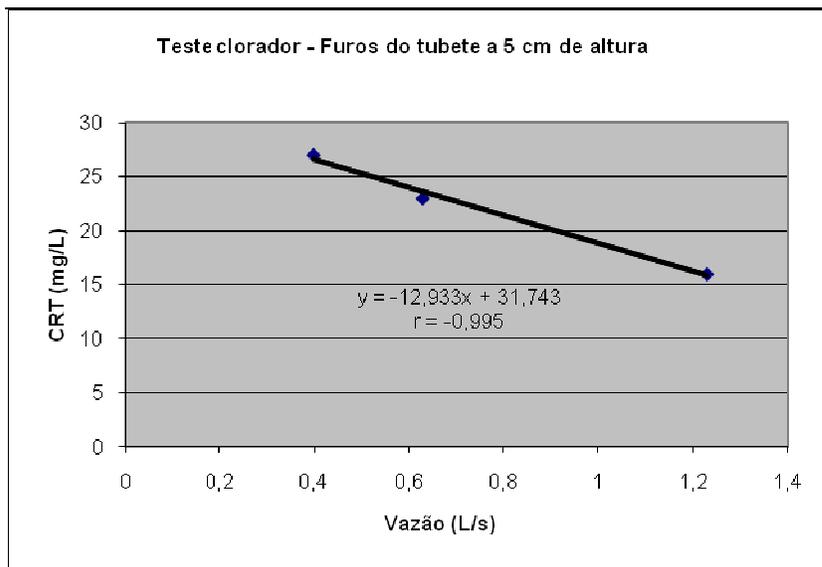


A equação 5.1 foi obtida pela regressão linear dos dados de cloro e altura dos furos no tubete, cujo coeficiente de correlação (r) foi de 0,992.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = 2,773H + 7,441 \quad (5.1)$$

As figuras 5.3, 5.4, 5.5 e 5.6 ilustram, respectivamente, os testes do clorador com tubetes perfurados à altura de 5 cm, 10 cm, 20 cm e 30 cm.

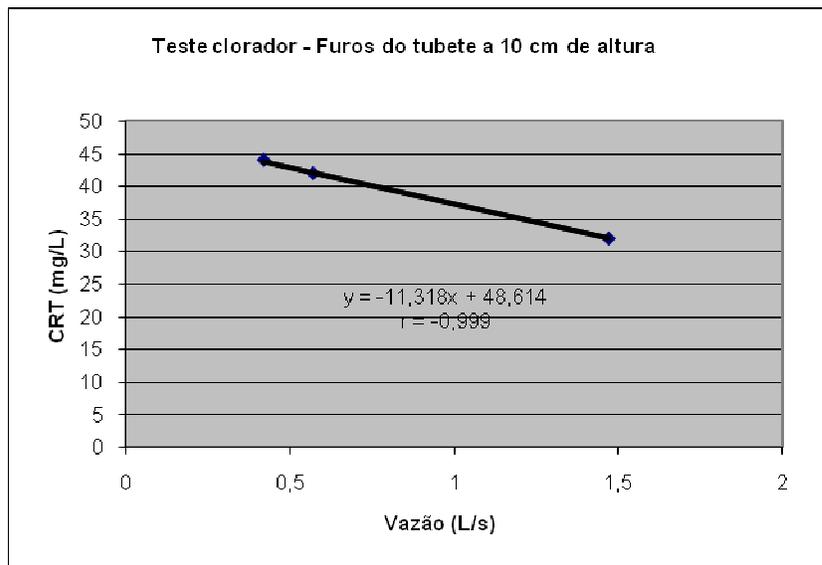
Figura 5.3 - Teste do clorador com tubete perfurado a 5 cm de altura



A equação 5.2 resulta da regressão linear dos dados de cloro e vazão (Q) do teste a 5 cm de altura e apresenta coeficiente de correlação (r) de -0,995.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = - 12,933Q + 31,743 \quad (5.2)$$

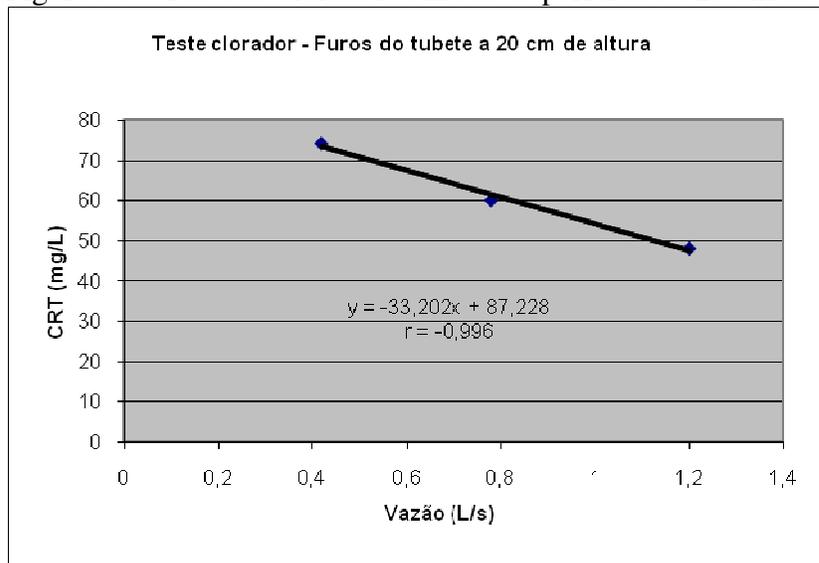
Figura 5.4 - Teste do clorador com tubete perfurado a 10 cm de altura



A equação 5.3 resulta da regressão linear dos dados de cloro e vazão (Q) do teste a 10 cm de altura e apresenta coeficiente de correlação (r) de -0,999.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = - 11,318Q + 48,614 \quad (5.3)$$

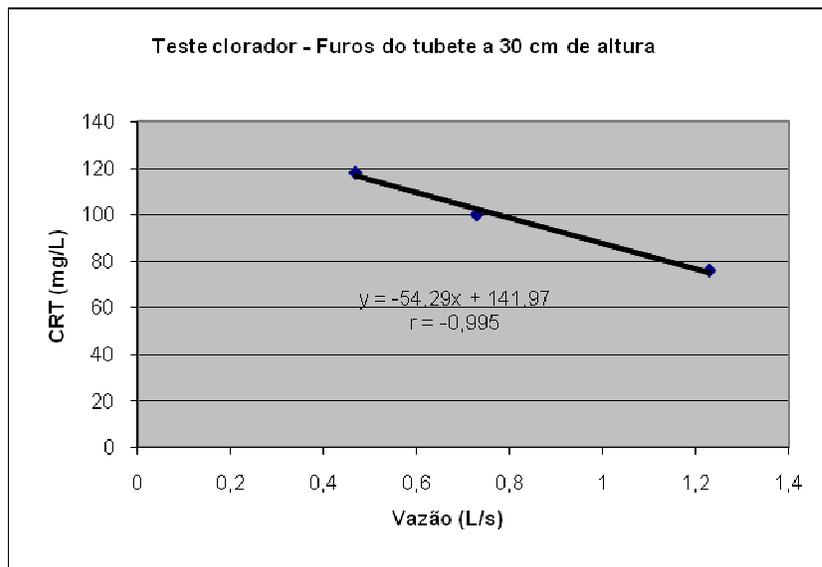
Figura 5.5 - Teste do clorador com tubete perfurado a 20 cm de altura



A equação 5.4 resulta da regressão linear dos dados de cloro e vazão (Q) do teste a 20 cm de altura e apresenta coeficiente de correlação (r) de -0,996.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = - 33,202Q + 87,228 \quad (5.4)$$

Figura 5.6 - Teste do clorador com tubete perfurado a 30 cm de altura



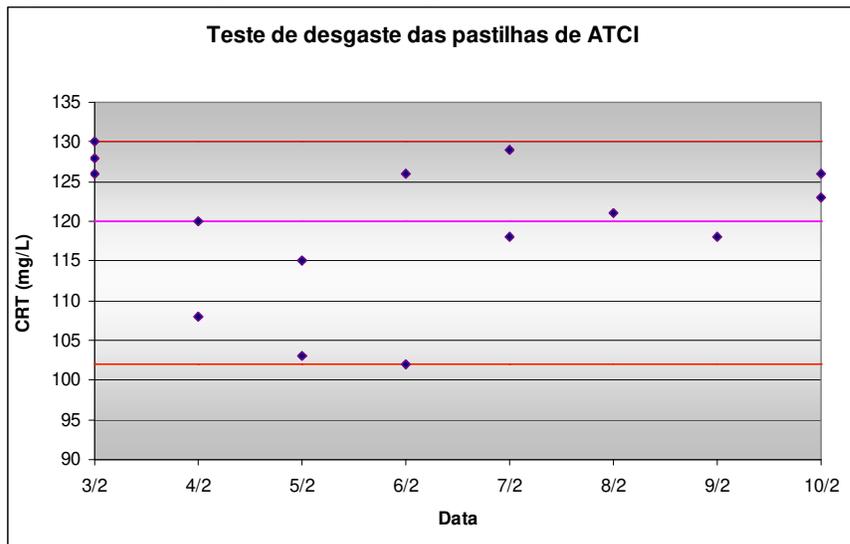
A equação 5.5 resulta da regressão linear dos dados de cloro e vazão (Q) do teste a 30 cm de altura e apresenta coeficiente de correlação (r) de -0,995.

$$\text{CRT (mg.L}^{-1}\text{)} = - 54,29Q + 141,97 \quad (5.5)$$

Através das equações de 5.1 a 5.5 é possível configurar o clorador quanto a altura dos furos do tubete (área molhada) e a vazão para fornecer a dosagem de cloro requerida na desinfecção.

A figura 5.7 mostra a variação da concentração do cloro liberado pelo clorador de pastilhas de ATCI, cujo teste ocorreu em fevereiro de 2014, durante sete dias e sem reposição de pastilhas. O teste foi realizado com água para dissolução das pastilhas. O clorador utilizou um tubete com furos à 30 cm de altura e vazão média foi de $0,45 \text{ L.s}^{-1}$. A maioria dos resultados resultam de duas medidas diárias de cloro residual total, uma pela manhã e outro à tarde.

Figura 5.7 Variação da concentração de cloro residual total



Como observado na figura 5.7, a concentração de cloro variou de 102 mg.L⁻¹ a 130 mg.L⁻¹, com um valor médio de 120 mg.L⁻¹. Os resultados variaram 7,8 %, em relação à média.

5.2 Etapa 2 - ensaio experimental para estimativa da dosagem de cloro

5.2.1 Caracterização do efluente

Na tabela 5.2 encontram-se os resultados da caracterização do efluente da lagoa facultativa de Itirapuã, utilizado nos testes.

Tabela 5.2 Caracterização do efluente da Lagoa facultativa de Itirapuã

Parâmetro	Unidade	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Amônia	mg.L ⁻¹	43,0	61,0	34,6	11,0
Coli total	NMP/100 mL	1,757E+06	2,382E+06	1,374E+06	4,196E+05
Condutividade	µS.cm ⁻¹	846	905	743	62,7
Cor aparente	UC	275	369	178	80,5
DBO	mg.L ⁻¹	49	65	30	14,3
DQO	mg.L ⁻¹	227	272	189	39,9
<i>E.coli</i>	NMP/100 mL	2,858E+05	3,500E+05	2,030E+05	7,270E+04
Fósforo	mg.L ⁻¹	7,7	8,4	5,8	1,1
Nitrato	mg.L ⁻¹	2,8	2,8	2,8	0,0
OD	mg.L ⁻¹	4,5	10,5	0,3	4,2
pH	-	7,8	7,9	7,4	0,2
SST	mg.L ⁻¹	80	117	57	27,9
ST	mg.L ⁻¹	497	540	458	38,1
Turbidez	NTU	102	135	46	34,7

5.2.2 Avaliação da dosagem de cloro

Os cinco testes laboratoriais para cumprimento desta etapa foram realizados de janeiro a março de 2013. Os testes foram realizados a uma temperatura média de 26 °C, com pH médio de 7,1 nos testes do ATCI e 7,7 nos do hipoclorito de sódio. Na tabela 5.3 estão os valores médios de inativação de coliformes totais e *Escherichia coli*, além da análise estatística dos resultados com nível de significância de 5 %.

Tabela 5.3 Inativação média de coliformes totais e *E.coli* para o NaClO e ATCI

CRT (mg.L ⁻¹)	Tempo contato (minutos)	Fator CT mg.min.L ⁻¹	Inativação média – unidade logarítmica				Análise estatística	
			Coliforme total		<i>E. coli</i>		Coliforme total	<i>E.coli</i>
			NaClO	ATCI	NaClO	ATCI		
2,5	5	12,5	1,9	1,9	1,1	1,1	A	A
	15	37,5	1,9	2,2	2,8	2,3	A	A
	30	75	2,5	3,6	3,6	4,4	B	B
	45	112,5	2,9	4,2	4,2	4,5	B	A
	60	150	3,5	4,5	4,5	4,5	B	A
3,5	5	17,5	1,8	1,8	1,6	1,2	A	A
	15	52,5	2,3	4,3	3,5	4,1	B	A
	30	105	3,1	5,0	4,1	4,5	B	B
	45	157,5	4,7	4,3	4,5	4,5	A	A
	60	210	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
5	5	25	2,2	2,6	2,5	2,2	A	A
	15	75	3,1	5,0	4,5	4,4	B	A
	30	150	4,1	5,1	4,5	4,5	A	A
	45	225	4,8	5,3	4,5	4,5	A	A
	60	300	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
10	5	50	2,5	2,6	2,1	2,1	A	A
	15	150	4,6	5,3	4,5	4,5	A	A
	30	300	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	45	450	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	60	600	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
15	5	75	3,2	2,6	3,0	2,6	A	A
	15	225	5,1	5,3	4,5	4,5	A	A
	30	450	5,2	5,3	4,5	4,5	A	A
	45	675	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	60	900	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
20	5	100	3,2	2,8	2,9	2,4	A	A
	15	300	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	30	600	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	45	900	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A
	60	1200	5,3	5,3	4,5	4,5	A	A

A – não há diferença estatisticamente significativa

B – há diferença estatisticamente significativa

Considerando-se o tempo de contato de trinta minutos, que é o tempo de detenção de projeto para o tanque de contato da ETE, pode ser observado na tabela 5.2 que a menor concentração de cloro aplicada com NaClO que simultaneamente resultou na inativação de coliformes totais e *E.coli*, superior a 4 unidades logarítmicas, foi 5 mg.L⁻¹, e que corresponde a um fator CT de 150 mg.min.L⁻¹. Para o ATCI foi a concentração de 3,5 mg.L⁻¹, correspondente a um fator CT de 105 mg.min.L⁻¹.

As figuras 5.8 e 5.9 ilustram a inativação de coliformes totais e *Escherichia coli* nas diferentes concentrações e tempos de contato para o NaClO.

Figura 5.8 Inativação de coliformes totais no teste com NaClO

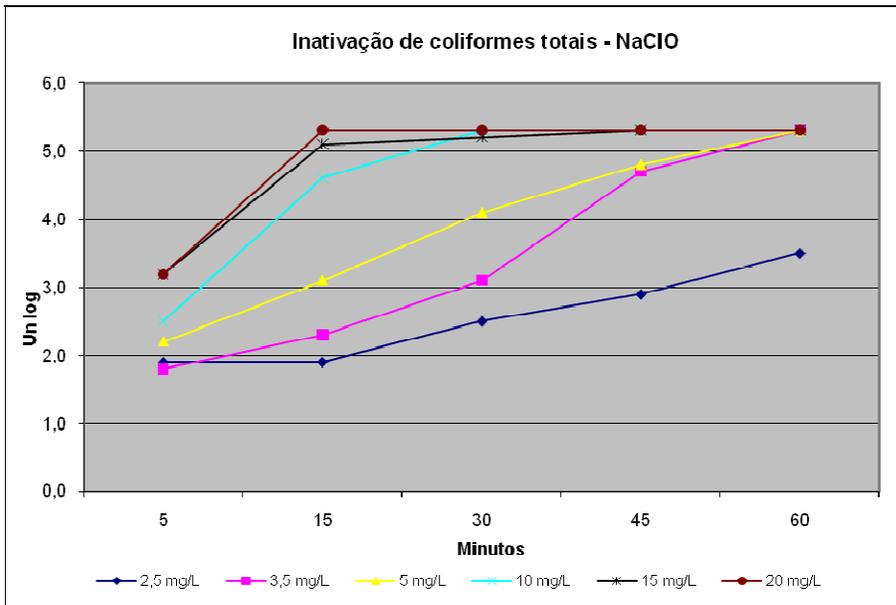
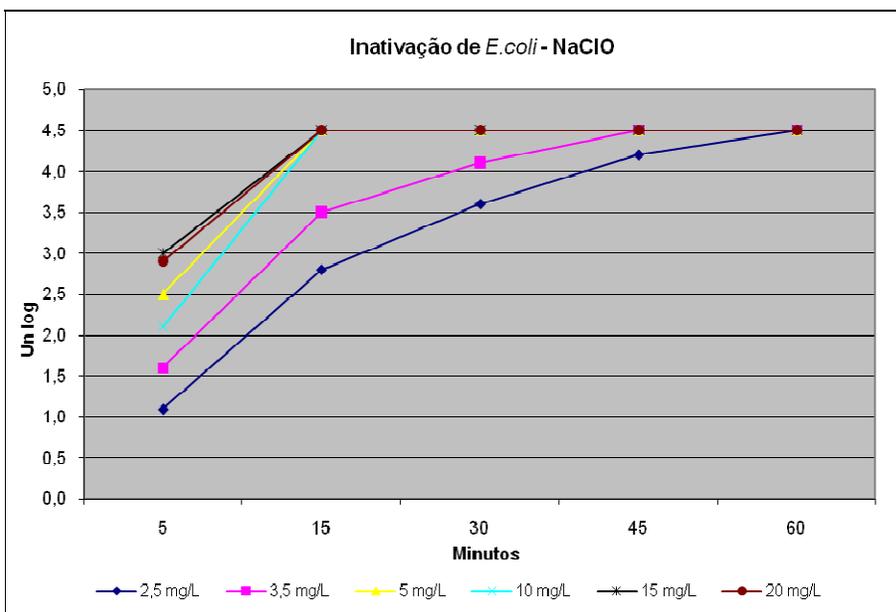


Figura 5.9 Inativação de *Escherichia coli* no teste com NaClO



Para o NaClO, a maior inativação de coliformes totais foi de 5 unidades logarítmicas. Em praticamente todas as concentrações estudadas, esse valor foi alcançado, porém em tempos de contato diferentes. Enquanto as concentrações de 15 e 20 mg.L⁻¹ atingiram esse valor aos quinze minutos, para as concentrações mais baixas foram necessários um tempo de contato maior. Já a concentração de 2,5 mg.L⁻¹, não atingiu esse valor, apresentando remoção máxima de 3 unidades logarítmicas.

Por sua vez, a inativação de *E. coli* com NaClO atingiu o valor máximo de 4,5 unidades logarítmicas em todas as concentrações avaliadas. Para as concentrações 5, 10, 15 e 20 mg.L⁻¹ esse valor foi atingido aos 15 minutos, enquanto que para a concentração de 3,5 e 2,5 mg.L⁻¹ esse valor foi alcançado aos 45 e 60 minutos, respectivamente.

As figuras 5.10 e 5.11 ilustram a inativação de coliformes totais e *Escherichia coli* nas diferentes concentrações e tempos de contato para o ATCI.

Figura 5.10 Inativação de coliformes totais no teste com ATCI

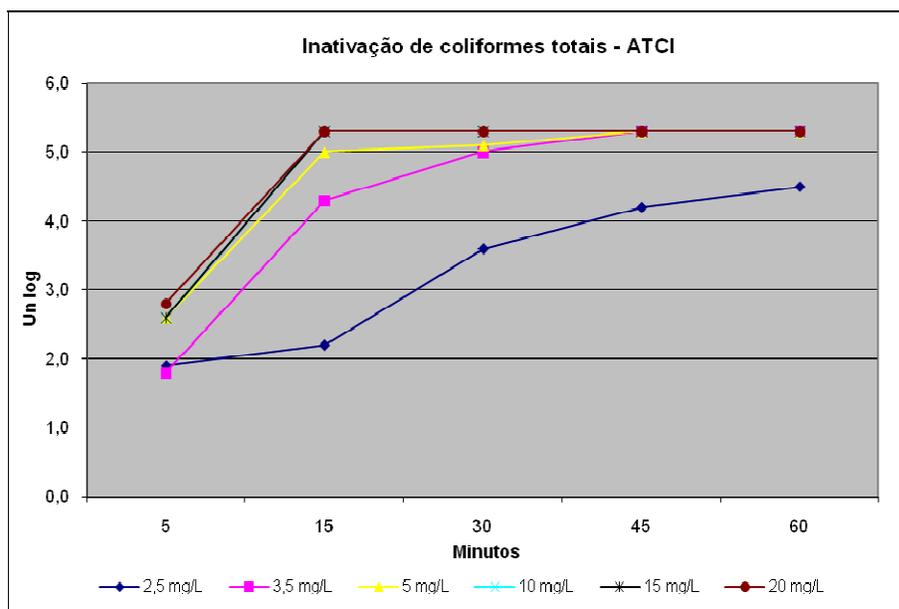
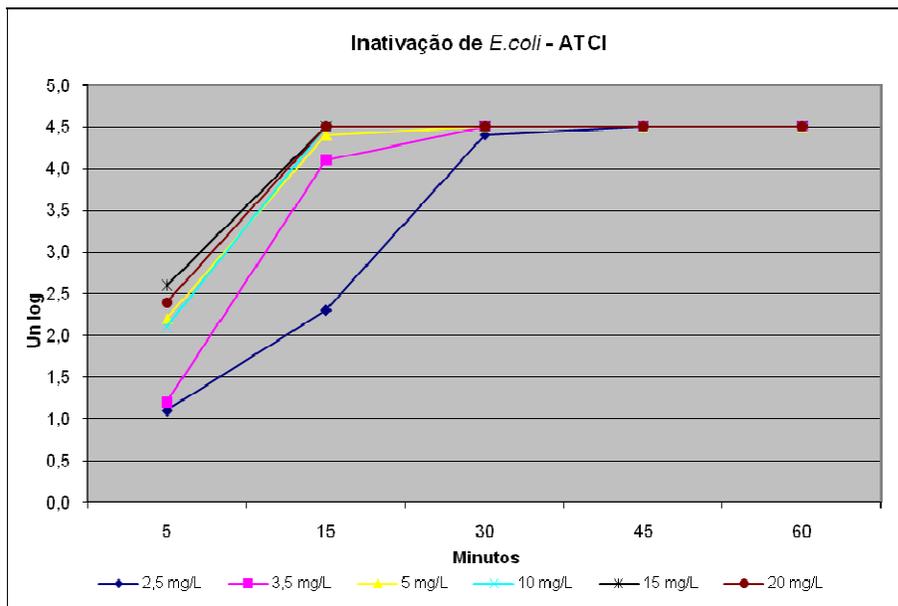


Figura 5.11 Inativação de *Escherichia coli* no teste com ATCI



A análise das Figuras 5.10 e 5.11 demonstra que o ATCI apresentou resultados semelhantes ao NaClO. Na inativação dos coliformes totais, foi alcançado um valor máximo de 5 unidades logarítmicas nas concentrações 5, 10, 15 e 20 mg.L⁻¹, aos 15 minutos, enquanto que para a concentração 3,5 mg.L⁻¹, esse valor foi atingido aos 30 minutos. Da mesma forma que para o NaClO, a desinfecção do efluente com o ATCI na concentração de 2,5 mg.L⁻¹ foi a menos eficiente, não atingindo o valor máximo de inativação nem mesmo no tempo de 60 minutos.

Quanto à bactéria *E. coli*, a máxima inativação atingida foi de 4,5 unidades logarítmicas. Esse valor foi alcançado em todas as concentrações no tempo de 30 minutos.

Pode ser observado nas figuras 5.8, 5.9, 5.10 e 5.11 que a concentração de cloro e o tempo de contato influenciaram diretamente na eficiência de desinfecção. À medida que aumentaram, melhorou a eficiência até chegar a um ponto máximo, a partir do qual a eficiência se estabilizou indicando que praticamente todos os coliformes foram inativados. Também deve ser destacado que para uma mesma concentração de cloro, a eficiência aumentou à medida que aumentou o tempo de contato, resultado de um fator CT maior.

Comparando os desinfetantes pelo fator CT, ficou demonstrado que o ATCI foi mais eficiente que o NaClO, pois atingiu a mesma eficiência com um fator CT de 105 mg.min.L⁻¹ enquanto o NaClO necessitou de 150 mg.min.L⁻¹, considerando-se trinta minutos de tempo de contato. No tratamento estatístico dos resultados pelo teste de Kruskal-Wallis, foi verificado que nas concentrações de 5 mg.L⁻¹, 2,5 mg.L⁻¹ e 3,5 mg.L⁻¹, para alguns tempos de contato, é que houve diferença estatisticamente significativa, confirmando o melhor desempenho do ATCI. Entretanto, nas demais concentrações não ocorreu diferença estatisticamente significativa entre os resultados do ATCI e do NaClO.

O menor fator CT comum aos dois desinfetantes que resultou em eficiência de remoção superior a 4 unidades logarítmicas, tanto para coliforme total quanto *Escherichia coli*, foi 150 mg.min.L⁻¹, produto da concentração de 5 mg.L⁻¹, no tempo de contato de 30 minutos. Isto representa um lançamento de efluentes com número de coliformes totais e *Escherichia coli* inferior a 10 NMP.0,1L⁻¹, conforme observado nos testes.

Na tabela 5.2, referente à caracterização do efluente, observa-se que o teor de amônia no mesmo é elevado. Por esta condição, nos testes realizados, a ação desinfetante do NaClO e ATCI foi exercida pelo cloro residual combinado, predominantemente pelas monocloraminas, porque são formadas em pH superior a 7,0. Assim, o fator CT de 150 mg.min.L⁻¹ e 105 mg.min.L⁻¹ encontrados, concordam com o descrito por Gonçalves (2003), que prevê a faixa de 95 mg.min.L⁻¹ a 180 mg.min.L⁻¹, para cloro combinado na inativação de *E.coli*. Também se aproxima da concentração estabelecida por Coraucci *et al.* (2003), para desinfecção de efluente de lagoa de estabilização, ou seja, aplicação de 6 mg.L⁻¹ a 13 mg.L⁻¹ de cloro.

Léo (2008) trabalhou com desinfecção de efluente de lagoa facultativa, cuja DQO era 194,6 mg.L⁻¹ e amônia de 28 mg.L⁻¹, na faixa de pH de 7,8 a 8,0, e obteve inativação total de coliformes com aplicação de cloro entre 8,0 e 12 mg.L⁻¹. White (2010) recomenda fator CT de pelo menos 120 mg.min.L⁻¹ para desinfecção de efluente contendo mais que 10.000 coliformes termotolerantes. Tanto o valor encontrado por Leo quanto o recomendado por White são condizentes com os resultados deste trabalho.

5.3 Etapa 3 - Implantação do sistema de desinfecção na ETE

5.3.1 Caracterização do efluente

Na tabela 5.4 estão os resultados de caracterização do efluente da ETE submetido à desinfecção no período de setembro de 2013 a janeiro de 2014.

Tabela 5.4 Resultados da caracterização do efluente

Parâmetro	Unidade	Média	Máximo	Mínimo	Desvio padrão
Amônia	mg.L ⁻¹	43,0	54,3	32,4	9,0
Coli total	NMP/100mL	3,740E+06	7,701E+06	9,050E+05	2,906E+06
Condutividade	µS.cm ⁻¹	1003	1073	952	60,2
Cor aparente	UC	309	348	282	29,6
DBO	mg.L ⁻¹	69	80	50	14,4
DQO	mg.L ⁻¹	282	321	214	50,2
<i>E.coli</i>	NMP/100mL	4,873E+05	7,270E+05	1,610E+05	2,727E+05
Fósforo	mg.L ⁻¹	9,9	10,8	8,9	1,0
Nitrato	mg.L ⁻¹	2,0	2,3	1,8	0,3
OD	mg.L ⁻¹	3,6	7,2	0,4	3,3
pH	-	7,6	7,8	7,3	0,2
SST	mg.L ⁻¹	102	132	32	47,2
ST	mg.L ⁻¹	624	690	594	44,6
Turbidez	NTU	135	196	64	60,5

Comparando as características do efluente da tabela 5.4 com os da tabela 5.2, a qual se refere à caracterização do efluente na segunda etapa, verificam-se algumas diferenças. O efluente da etapa 3 apresenta-se mais carregado, com valores de cor, DBO, DQO, sólidos e turbidez maiores, o que demanda maior quantidade de cloro para sua desinfecção.

5.3.2 Avaliação da Eficiência de desinfecção

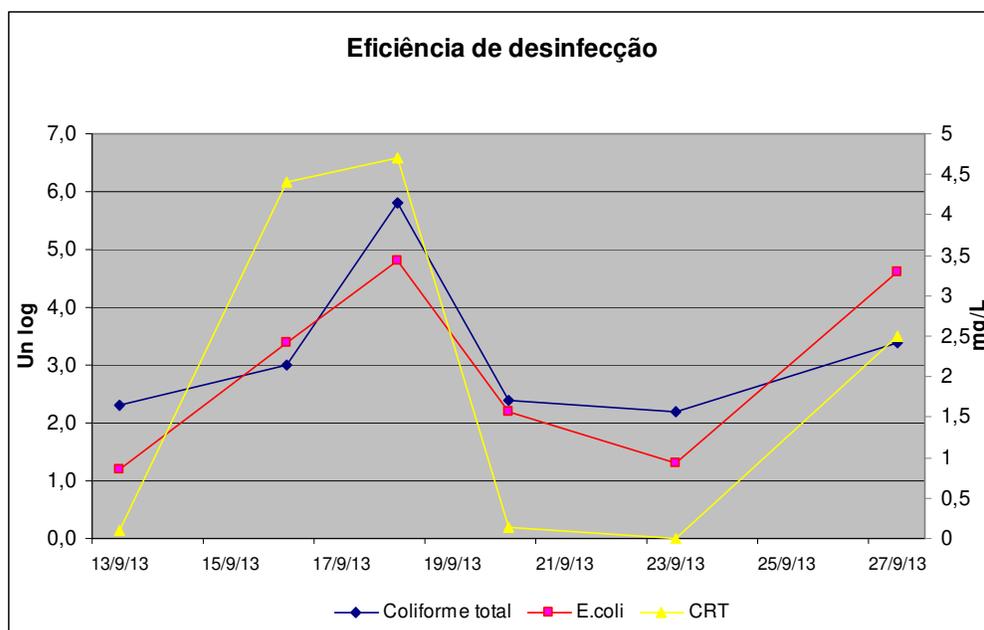
Os primeiros resultados do teste de desinfecção estão apresentados na tabela 5.5 e figura 5.12, os quais foram obtidos a partir do clorador operando com tubete perfurado a 30 cm.

Tabela 5.5 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 1

Data	Efluente não clorado		Efluente clorado		CRT mg.L ⁻¹	Eficiência		Rio jusante CRT mg.L ⁻¹
	Coli total	<i>E.coli</i>	Coli total	<i>E.coli</i>		Coli total	<i>E.coli</i>	
	NMP/100mL		NMP/100mL			Unidade logarítmica		
13/9/13	4,884E+06	4,22E+05	2,4197E+04	2,4197E+04	0,1	2,3	1,2	< 0,15
16/9/13	4,611E+06	3,93E+05	4,352E+03	1,45E+02	4,4	3,0	3,4	< 0,15
18/9/13	5,172E+06	5,36E+05	9,0E+00	9,0E+00	4,7	5,8	4,8	< 0,15
20/9/13	6,488E+06	7,33E+05	2,4197E+04	4,352E+03	0,14	2,4	2,2	< 0,15
23/9/13	4,16E0+06	4,57E+05	2,4197E+04	2,4197E+04	0	2,2	1,3	< 0,15
27/9/13	4,360E+06	3,93E+05	1,658E+03	1,0E+01	2,5	3,4	4,6	< 0,15
Média	-	-	-	-	-	3,2	2,9	-

Vazão média do clorador = 0,43 L.s⁻¹ CRT médio aplicado = 10 mg.L⁻¹

Figura 5.12 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 1



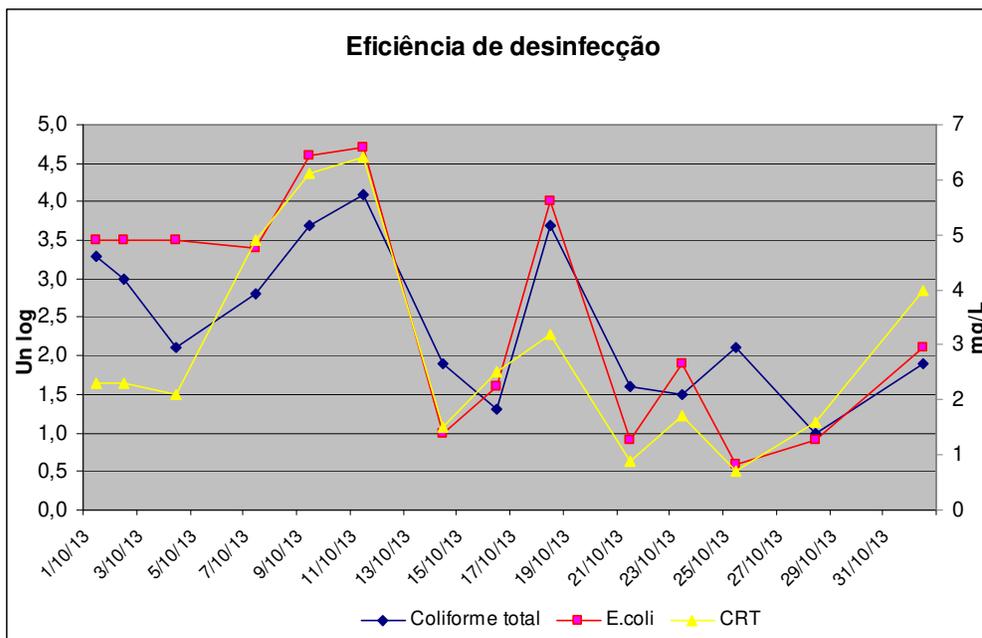
Pode ser observado que a eficiência do sistema variou muito neste início de teste, obtendo-se uma média de 3,2 log para coliformes totais e 2,9 log para *E.coli*. Como informado no capítulo 4, a meta era atingir eficiência de pelo menos 4 unidades logarítmicas. Portanto, o obtido ficou abaixo do esperado, embora alguns resultados tenham até superado este valor. Neste período, não foram observadas ocorrências operacionais que justificassem este comportamento dos resultados e então optou-se por aumentar a vazão do clorador visando atingir resultados melhores.

A tabela 5.6 e a figura 5.13 trazem os resultados de desinfecção de um novo período, com o clorador operando com tubete perfurado a 30 cm.

Tabela 5.6 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 2

Data	Efluente não clorado		Efluente clorado		CRT	Eficiência		Rio jusante
	Coli total	<i>E.coli</i>	Coli total	<i>E.coli</i>		Coli total	<i>E.coli</i>	
	NMP/100mL	NMP/100mL	NMP/100mL	NMP/100mL		Unidade logarítmica	Unidade logarítmica	
1/10/13	2,909E+06	3,01E+05	1,354E+03	9,8E+01	2,3	3,3	3,5	< 0,15
2/10/13	2,603E+06	3,50E+05	2,4197E+04	1,08E+02	2,3	3,0	3,5	< 0,15
4/10/13	2,909E+06	3,79E+05	2,4197E+04	1,32E+02	2,1	2,1	3,5	< 0,15
7/10/13	1,785E+06	2,92E+05	2,613E+03	1,20E+02	4,9	2,8	3,4	< 0,15
9/10/13	1,054E+06	3,41E+05	2,03E+02	9,0E+00	6,1	3,7	4,6	< 0,15
11/10/13	8,86E+05	4,65E+05	7,5E+01	9,0E+00	6,4	4,1	4,7	< 0,15
14/10/13	1,956E+06	1,93E+05	2,4197E+04	1,9863E+04	1,5	1,9	1,0	< 0,15
16/10/13	3,64E+05	1,75E+05	1,7329E+04	4,611E+03	2,5	1,3	1,6	< 0,15
18/10/13	1,408E+06	1,10E+05	2,92E+02	1,0E+01	3,2	3,7	4,0	< 0,15
21/10/13	9,05E+05	1,61E+05	2,4197E+04	1,9863E+04	0,9	1,6	0,9	< 0,15
23/10/13	2,95E+05	8,5E+04	8,664E+03	9,85E+02	1,7	1,5	1,9	< 0,15
25/10/13	2,909E+06	1,00E+05	2,4197E+04	2,4197E+04	0,7	2,1	0,6	< 0,15
28/10/13	2,18E+05	9,8E+04	2,4197E+04	1,2997E+04	1,6	1,0	0,9	< 0,15
1/11/13	1,464E+06	1,09E+05	1,9863E+04	7,76E+02	4	1,9	2,1	< 0,15
Média	-	-	-	-	-	2,4	2,6	-
Vazão média do clorador = 0,71 L.s ⁻¹					CRT médio aplicado = 16 mg.L ⁻¹			

Figura 5.13 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 2



Nesta condição, a desinfecção foi acompanhada durante um mês, onde o clorador operou com uma vazão bastante superior a do primeiro período. Ainda assim, os resultados obtidos não foram satisfatórios, apresentando grande variabilidade, fato que dificulta a operação. Era esperado que o sistema tivesse maior estabilidade, o que resultaria em valores de eficiência mais uniformes.

Diante dos resultados obtidos, decidiu-se alterar a coleta do efluente desinfectado, no teste 1 e 2 feita considerando-se o tempo de contato de 30 minutos. Nos seguintes, realizada com base no tempo de contato real, conforme vazão da ETE no momento da coleta. As visitas na ETE eram feitas no período matutino por volta das oito horas. Neste horário, a vazão na ETE era de $4,42 \text{ L.s}^{-1}$, o que em função do volume do tanque de contato resulta no tempo de detenção de 108 minutos. Portanto, o efluente permanecia no tanque de contato 108 minutos após receber o cloro para desinfecção.

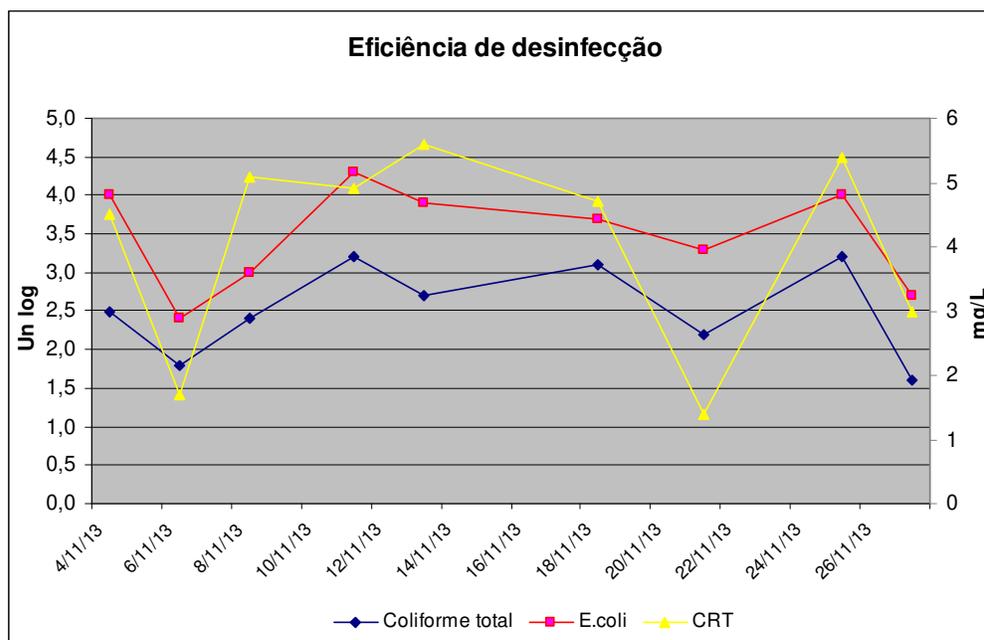
Com isto, os testes de desinfecção prosseguiram no início de novembro mantendo-se o clorador na mesma condição anterior, porém com as coletas do efluente desinfectado sendo

realizadas duas horas após ter sido constatada a normalidade de operação do sistema de cloração. Os resultados desta nova etapa estão apresentados na tabela 5.7 e na figura 5.14.

Tabela 5.7 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 3

Data	Efluente não clorado		Efluente clorado		CRT mg.L ⁻¹	Eficiência		Rio jusante
	Coli total	<i>E.coli</i>	Coli total	<i>E.coli</i>		Coli total	<i>E.coli</i>	CRT
	NMP/100mL		NMP/100mL			Unidade logarítmica		mg.L ⁻¹
4/11/13	1,354E+06	2,72E+05	4,106E+03	3,0E+01	4,5	2,5	4,0	< 0,15
6/11/13	1,408E+06	2,92E+05	2,4197E+04	1,106E+03	1,7	1,8	2,4	< 0,15
8/11/13	1,354E+06	2,72E+05	5,794E+03	2,62E+02	5,1	2,4	3,0	< 0,15
11/11/13	2,359E+06	5,38E+05	1,467E+03	3,0E+01	4,9	3,2	4,3	< 0,15
13/11/13	2,282E+06	5,1E+05	4,352E+03	6,3E+01	5,6	2,7	3,9	< 0,15
18/11/13	3,873E+06	6,97E+05	3,076E+03	1,45E+02	4,7	3,1	3,7	< 0,15
21/11/13	4,16E+06	6,97E+05	2,4197E+04	3,68E+02	1,4	2,2	3,3	< 0,15
25/11/13	1,022E+06	3,09E+05	5,86E+02	3,1E+01	5,4	3,2	4,0	< 0,15
27/11/13	1,054E+06	3,01E+05	2,4197E+04	5,37E+02	3	1,6	2,7	< 0,15
Média	-	-	-	-	-	2,5	3,5	-
Vazão média do clorador = 0,67 L.s ⁻¹					CRT médio aplicado = 16 mg.L ⁻¹			

Figura 5.14 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 3



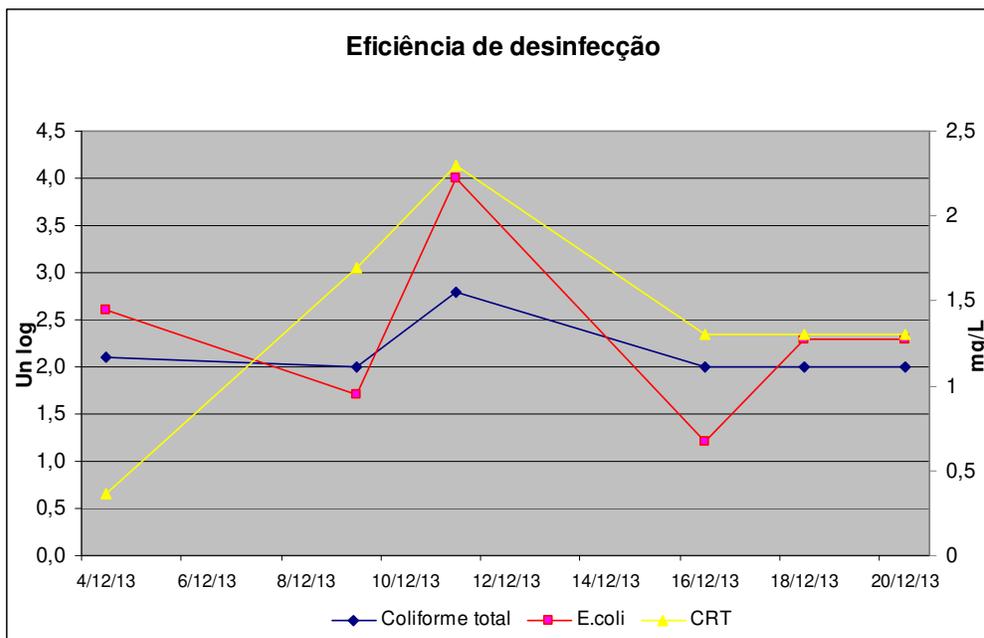
Nesta etapa, ainda não foi alcançada a eficiência desejada, uma vez que o valor médio foi 2,5 log para coliforme total e 3,5 log para *E.coli*. Porém, nesta fase os testes foram comprometidos pelas fortes chuvas ocorridas no período. Ainda assim, os resultados apresentaram maior estabilidade que os anteriores, evidenciando que a mudança proposta para a coleta do efluente desinfectado foi correta.

Com o objetivo de testar o sistema, restringiu-se a vazão do clorador e novos resultados foram levantados com o clorador operando com tubete perfurado a 30 cm de altura. Na tabela 5.8 e figura 5.15 estão os resultados.

Tabela 5.8 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 4

Data	Efluente não clorado		Efluente clorado		CRT	Eficiência		Rio jusante
	Coli total	<i>E.coli</i>	Coli total	<i>E.coli</i>		Coli total	<i>E.coli</i>	CRT
	NMP/100mL		NMP/100mL		mg.L ⁻¹	Unidade logarítmica		mg.L ⁻¹
4/12/13	2,909E+06	3,54E+05	2,4196E+04	9,11E+02	0,36	2,1	2,6	< 0,15
9/12/13	2,481E+06	3,45E+05	2,4197E+04	6,488E+03	1,7	2,0	1,7	< 0,15
11/12/13	2,247E+06	3,93E+05	3,448E+03	4,1E+01	2,3	2,8	4,0	< 0,15
16/12/13	2,282E+06	3,45E+05	2,4197E+04	2,4197E+04	1,3	2,0	1,2	< 0,15
18/12/13	2,359E+06	3,54E+05	2,4197E+04	1,968E+03	1,3	2,0	2,3	< 0,15
20/12/13	2,282E+06	3,45E+05	2,4197E+04	1,585E+03	1,3	2,0	2,3	< 0,15
Média	-	-	-	-	-	2,2	2,4	-
Vazão média do clorador = 0,31 L.s ⁻¹					CRT médio aplicado = 8 mg.L ⁻¹			

Figura 5.15 Eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* – teste 4



Trabalhou-se um período menor que os anteriores nesta condição, mas suficiente para verificar que os resultados de eficiência, embora estáveis, continuaram abaixo da meta.

Assim prosseguiu-se a avaliação abrindo a válvula de entrada do clorador para uma vazão intermediária aos dois últimos períodos testados, mantendo-se a mesma altura de furos no tubete e praticamente a mesma vazão do teste 1. Os resultados desta fase estão apresentados na tabela 5.9 e figura 5.16.

em 4,7 log e 4,6 log. Também se destaca a uniformidade dos resultados. Com isto, confirmou-se que operar o sistema com vazão de $0,44 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ e $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual total, era suficiente para a desinfecção do efluente da ETE. Isto resulta numa concentração de cloro residual total aplicada no efluente de cerca de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, com lançamento de *E.coli*, na maior parte dos resultados, inferiores a 10 NMP/100 mL; demonstrando o bom desempenho do sistema.

Considerando-se trinta minutos o tempo de detenção do tanque de contato, conforme proposto no projeto, a dose de cloro aplicada, fator CT, seria de $300 \text{ mg}\cdot\text{s}\cdot\text{L}^{-1}$, conforme descrito no capítulo 4. Entretanto, com os resultados obtidos no teste 5, ficou evidenciado a necessidade de se considerar o tempo de detenção real no tanque de contato, para a coleta do efluente desinfectado, no lugar do tempo de detenção de projeto, pois esta foi a diferença entre o teste 1 e teste 5 e o que justifica a diferença entre os resultados dos mesmos.

Quanto à comparação dos resultados obtidos com os dados da literatura, Lazarova *et al.* (1999) recomenda para a desinfecção de efluentes domésticos a aplicação de cloro na concentração de 5 a $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, dependendo das características do mesmo.

Mendonça (2004) trabalhou na desinfecção de efluente de lagoa facultativa para uso agrícola e concluiu que na aplicação de $10,5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro foi possível reduzir a *E.coli* para valores não detectáveis, o que resultou em eficiência de remoção igual a 5,5 unidades logarítmicas num tempo de contato de 10 minutos.

Em um teste com clorador de pastilhas de hipoclorito de cálcio, Leaverenz *et al.* (2006) obteve um valor médio de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual total para desinfecção de um efluente sanitário de tratamento secundário.

Tonon (2007) trabalhando com efluente de lagoa anaeróbia concluiu ser necessário aplicar de 25 a $32 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro, na forma de hipoclorito de cálcio, para desinfetar o efluente e reduzir os coliformes totais para 5.000 NMP/100 mL e *E.coli* para 1.000 NMP/100 mL.

Em outro exemplo, Sundefeld Júnior (2012) aplicou hipoclorito de sódio na desinfecção de efluente sanitário de lagoa facultativa, com características similares ao desta pesquisa, e obteve na concentração de $11,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de cloro uma redução total do número de coliformes totais e *E.coli*.

O valor aproximado de 10 mg.L^{-1} obtido neste trabalho pode ser comparado com os resultados de Mendonça (2004) e Sundefeld Júnior (2012), pois resultam de pesquisas realizadas em condições semelhantes. Quanto à concentração de cloro proposta por Lazarova *et al.* (1999) para desinfecção de esgoto doméstico também é compatível com os resultados deste trabalho. Já os resultados de Tonon (2007) e Leaverenz *et al.* (2006), originaram-se da desinfecção de efluentes com características um pouco diferentes do empregado nesta pesquisa, mas de forma geral, pode-se afirmar que são comparáveis com os resultados deste trabalho.

A concentração aproximada de 10 mg.L^{-1} para desinfecção do efluente é alta, se comparada ao obtido nos testes de laboratório da segunda etapa, mas refere-se a um teste em escala real, em que até a dissolução das pastilhas foi feita com esgoto. Também a característica do efluente, conforme observado na tabela 5.4, difere da observada no efluente da segunda etapa, o que acarretou maior demanda de desinfectante.

Conforme mencionado em capítulos anteriores, como um produto clorado o ATCI tem sua ação desinfectante baseada nos mesmos mecanismos de outros produtos clorados e a similaridade dos resultados, descrita anteriormente, confirma esta informação. Portanto, o diferencial da desinfecção com o ATCI é a facilidade operacional, a aplicação sem uso de energia elétrica e a possibilidade de não formar subprodutos, conforme previsto por Macedo (2003).

Como esperado, também pode ser observado nas figuras 5.12, 5.13, 5.14, 5.15 e 5.16 que as curvas de eficiência de inativação de coliformes totais e *E.coli* acompanharam a curva de cloro residual total. De forma geral, quando o residual de cloro é maior a eficiência também é maior. Outro fato demonstrado pelos testes foi que o clorador operando com vazão de $0,43 \text{ L/s}$ apresentou melhor desempenho que operando com $0,67 \text{ L.s}^{-1}$, confirmando que o fluxo mais lento no interior do clorador tem maior ação na dissolução das pastilhas.

5.3.3 Avaliação do cloro no corpo receptor

Quanto a avaliação do cloro no corpo receptor, em todas as coletas realizadas para avaliação da eficiência de desinfecção também foi analisado o teor de cloro residual total no Ribeirão Capanema, no ponto após o lançamento do efluente desinfectado, conforme demonstrado nas tabelas 5.4, 5.5, 5.6, 5.7 e 5.8, na coluna “Rio jusante”. Com isto verificou-se que os resultados permaneceram sempre abaixo do limite de quantificação do método, que é $0,15 \text{ mg.L}^{-1}$.

5.3.4 Avaliação operacional

Em relação à operação do sistema, foi observado durante os testes alguns casos de interrupção na dosagem de cloro, fato ocorrido quando as pastilhas da área molhada são desgastadas e as que estão acima delas não descem, ficando travadas na parede do clorador, criando um vazio. Este problema foi superado batendo-se na parede do clorador para liberar as pastilhas, mas acredita-se que trabalhando com pastilhas de tamanho menor isto não ocorra.

Outra dificuldade operacional observada foi o aumento repentino da vazão da ETE em alguns momentos, sem que o efluente passasse por toda ETE, sendo encaminhado direto para o tanque de medição de vazão. Este fato comprometeu a desinfecção e pode justificar algumas anomalias ocorridas durante os testes.

De forma geral, as atividades operacionais do sistema de cloração como limpeza, carregamento com pastilhas e alteração de vazão puderam ser realizadas com facilidade, demonstrando sua simplicidade e flexibilidade. Isto, compartilhado com a eficiência obtida na desinfecção, confirma que a utilização do sistema atendeu a proposta deste trabalho.

5.3.5 Avaliação do custo da desinfecção com ATCI

O custo da desinfecção foi estimado através das informações apresentadas na tabela 5.10. Nos cálculos foi considerado o período de 10 anos de durabilidade do clorador e a vazão de $4,42 \text{ L.s}^{-1}$. Os valores utilizados referem-se ao mês de abril de 2014.

Tabela 5.10 Custo da desinfecção com ácido tricloroisocianúrico

Item	Custo de aquisição (R\$)	Consumo mensal	Custo mensal (R\$)	-
Clorador	300,00	0,0083	2,50	-
Instalação	150,00	0,0083	1,25	-
Pastilhas de ATCI (Kg)	14,45	171	2.470,95	-
Operação e manutenção (hora)	10,42	6	62,52	-
-	-	-	-	-
Custo mensal total (R\$)	-	-	2.535,22	-
Volume de esgoto tratado mês (m^3)	-	-	-	11.456,54
Custo total da desinfecção (R\$/ m^3)	-	-	-	0,22

O custo de R\$ $0,22/\text{m}^3$ de esgoto foi baseado na vazão medida na ETE. Se o cálculo fosse feito pelo consumo diário de água por habitante, considerando-se 150 L/hab.dia e a população urbana de 5.000 habitantes, o custo ficaria em R\$ $0,14/\text{m}^3$.

Aisse *et al.* (2003) trabalhando em escala piloto, estimou o custo da cloração de efluente sanitário com hipoclorito de sódio no valor de R\$ $0,09/\text{m}^3$. O valor de R\$ $0,089/\text{m}^3$, como custo operacional, foi previsto por Jordão e Além Sobrinho (2003) para o hipoclorito. Nas duas pesquisas, a população atendida era de 3 a 4 vezes superior á deste estudo, e também se considerado o custo pelo consumo per capita de água, os valores se aproximam.

Silva (2007) trabalhou na desinfecção de esgoto sanitário tratado em reator UASB com radiação ultravioleta e chegou ao custo operacional de R\$ 0,006 e custo de energia elétrica de R\$

0,07 por m³ de esgoto desinfectado. A soma destes custos ainda é inferior ao obtido com o ATCI neste trabalho.

Deve ser destacado que o custo de R\$ 0,22/m³ não contabiliza valores de descloração do efluente e, portanto, pode aumentar com a implantação desta etapa.

Apesar do custo elevado, é fundamental considerar que as pequenas concentrações de coliformes totais e *E.coli*, obtidas com a desinfecção do efluente, promovem a redução dos casos de doenças de veiculação hídrica e conseqüentemente diminuem os gastos com o tratamento de doentes, o que na prática resulta em enormes benefícios econômicos e sociais.

6 Conclusão

Nas condições estabelecidas para esta pesquisa, pode-se concluir:

Etapa 1 – Estudo da capacidade de dosagem do clorador

- A concentração de cloro liberada pelo clorador com pastilhas de ATCI é diretamente proporcional à quantidade de pastilhas expostas à dissolução (tamanho da área molhada) e inversamente proporcional à vazão;
- A concentração do cloro liberada na dissolução das pastilhas de ATCI apresentou variabilidade de 7,8 %, conseqüentemente a concentração do cloro aplicada pelo sistema de cloração também sofre pequenas variações, mesmo operando normalmente.

Etapa 2 – Ensaio experimental para estimativa da dosagem de cloro

- A dose de cloro requerida na desinfecção do efluente utilizando ATCI foi menor que a do NaClO, uma vez que os respectivos fatores CT foram $105 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$ e $150 \text{ mg}\cdot\text{min}\cdot\text{L}^{-1}$, para conseguir eficiência superior a 4 log, no tempo de contato de trinta minutos;
- As concentrações de cloro residual total de $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, aplicadas com ATCI, atingiram 5 log de inativação de coliformes totais em 15 minutos enquanto para o NaClO, isto ocorreu apenas nas concentrações de $15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$;
- Nas concentrações superiores a $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de cloro residual total aplicado não ocorreram diferenças estatisticamente significativas, entre os resultados da desinfecção com ATCI e NaClO;
- A dose de cloro necessária para inativação dos coliformes totais foi maior que para a inativação de *Escherichia coli*, demonstrando que estes últimos foram mais sensíveis aos desinfectantes utilizados;

Etapa 3 – Implantação do sistema de desinfecção na ETE

- A demanda de cloro para desinfecção do efluente com o sistema implantado na ETE foi superior a do ensaio experimental. Para obter inativação de coliformes maior que 4 log, foi necessário aplicar aproximadamente 10 mg.L^{-1} de cloro residual total, enquanto no ensaio experimental, com concentrações de $3,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ esta eficiência já foi atingida, tanto para o NaClO como o ATCI;
- A desinfecção com clorador de pastilhas utilizando o ATCI melhorou a qualidade microbiológica do efluente e demonstrou viabilidade do ponto de vista operacional, tendo como vantagens a praticidade, a eficiência, a flexibilidade e a dispensa de energia elétrica. Entretanto é fundamental o acompanhamento do sistema para evitar falhas de dosagem.

7 **Recomendações ou sugestões**

- Avaliar a toxicidade do efluente desinfectado com ácido tricloroisocianúrico e do corpo receptor após o lançamento do efluente desinfectado;
- Utilizar técnica analítica de maior sensibilidade para a determinação do cloro residual total no corpo receptor, visando detectar valores próximos de $0,01 \text{ mg. L}^{-1}$, conforme estabelece a Resolução Conama 357, a fim de subsidiar a decisão de aplicar a descloração do efluente;
- Desenvolver pesquisas para conhecer o efeito da desinfecção com ATCI sobre outros organismos, como vírus, protozoários e helmintos, por exemplo;
- Pesquisar o efeito da desinfecção com ATCI sobre os parâmetros de caracterização do esgoto, como DQO, DBO, cor, turbidez, entre outros;
- Rever a utilização do parâmetro cloro residual livre nas pesquisas de cloração de efluente sanitário não nitrificado, pois sua formação nestas condições exige aplicação de grandes concentrações do cloro. Para o efluente utilizado neste trabalho, por exemplo, seria necessário aplicar no mínimo 70 mg/L de cloro para atender à demanda do nitrogênio, considerando-se a menor razão molar $\text{Cl}_2:\text{N}$, que é de 2:1.
- Utilizar o clorador com pastilhas de tamanho menor que as utilizadas nesta pesquisa (50 g) para evitar interrupção na dosagem de cloro.

Referência bibliográfica

ACCETTABILITÀ DELLE ACQUE PER USI CIVILI E AGRICOLI. Roma: Accademia Nazionale dei Lincei, 2005. 254 p.

AISSE, M.M.; LOBATO, M.B.; JURGENSEN, D. **Desinfecção de efluentes utilizando hipoclorito gerado “in-loco”**. In. CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23, 2003, Campo Grande. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande: ABES, 2003

ALBANO, P.V. **Utilização de ácido tricloroisocianúrico (ATCI) na desinfecção de efluente sanitário de lagoa facultativa**: avaliação da formação de Trihalometanos (TAMs). 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ALÉM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E.P.; GONÇALVES, R.F. Introdução. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 1. p.1-26.

ARAÚJO, L. P. F. **Reuso com lagoas de estabilização**: Potencialidade no Ceará. 1 ed. Fortaleza, Ceará: Superintendência estadual de meio ambiente, 2000

ASSIRATI, D. M. **Desinfecção de efluentes de ETE com ozônio para uso agrícola**. 2005. 152 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR13.969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. São Paulo, 1997. 60 p.

AWWA/APHA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22.ed. New York: American Public Health Association, 2012.

AZEVEDO NETTO, J.M. **Desinfecção de águas**. São Paulo: CETESB, 1974. v. III, 210 p.

BASTOS, R.K.X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e psicultura.** Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.267p.

BERACA. **Ficha de informações de segurança de produtos químicos.** 7 p. 2011. Disponível em: <<http://www.beraca.com>>. Acesso em: 23 abr. 2014.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Utilização de lâmpadas germicidas na desinfecção de esgoto sanitário. **Ambi- Água**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 120-129, 2012.

BILOTTA, P.; DANIEL, L. A. Inativação de indicadores microbiológicos com ozônio no tratamento de esgoto sanitário visando o reuso de água. **AIDS**, v. 4, n. 2, p. 48-56, 2011.

BONGIOLO, J.V. **Viabilidade do uso do efluente tratado proveniente de abatedouros de frangos como fonte de fertilização em lavoura de arroz irrigado. Estudo de caso:** Agrovêneto Indústrias de Alimentos S.A. 2011. 72p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma.

BRASIL. ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** informe 2012. Brasília.2012. Disponível em: <<http://www.ana.org.br>> Acesso em: 05 jan. 2013.

BRASIL. ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil:** 2013. Brasília.2013. Disponível em: <<http://www.ana.org.br>> Acesso em: 22 abr. 2014.

BRASIL. Lei Ordinária nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasília, 2007.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2011.** Brasília: Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – SNIS, 2013.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução número 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre classificação dos corpos d'água, e diretrizes ambientais para seu enquadramento bem como estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes. **Conselho Nacional de Meio Ambiente**, Brasília, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução número 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. **Conselho Nacional de Meio Ambiente**, Brasília, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010. Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal. **Conselho Nacional de Recursos Hídricos**, Brasília, 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Indicadores e dados básicos**: IDB – 2012. Disponível em: <<http://www.datasus.gov.br>> Acesso em 22 abr. 2014.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento**. 3. ed. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2007.408 p.

CAMARGO, J.G. **Aplicação do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados pelo sistema de lodos ativados**. 2004. 79 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CARBOCLORO. **Hipoclorito de sódio**: especificação do produto. 2013. Disponível em: <<http://www.uniparcarbocloro.com.br>> Acesso em: 24 abr. 2014.

CAVALLINI. G. S et al. Utilização do ácido peracético na desinfecção de esgoto sanitário: uma revisão. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 33. n. 1, p. 27-40, jan./jun. 2012.

CHERNICHARO, C.A.L. et al. **Projeto PROSAB – Edital II tema 2 – Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Coordenador: Carlos Augusto Lemos Chernicharo, 2001, 544p.

Consumo médio de água no mundo/faixa de renda. Disponível em: <http://Websmud.portoalegre.rs.gov.br/escolas/giudice/cade_a_agua.html>. Acesso em: 23 nov. 2012.

COUNCIL OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Council directive of 21 mai 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). **Official Journal of the European Communities**, nº L135/40– 52 (30 mai 1991).

CORAUCCI FILHO, B. et al. Cloração e descloração. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 4. p.113-168.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Disposição no solo. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 8. p.337-387.

CUNHA, A.C. et al. Cloreto isocianúrico e cloreto cianúrico: aspectos gerais e aplicações em síntese orgânica. **Revista Química Nova**, Rio de Janeiro, v. 29, n.3, p. 520-527, 2006.

DE LUCA, S.J.; MONTEGGIA, L. O. Outros processos de desinfecção. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 9. p.389-408.

Environmental Management Act. **Municipal Wastewater Regulation**. BC. Reg. 87/2012 O.C. 230/2012. Canada, 2012.

FAO. **The state of food and agriculture**. Desenvolvido por economic and social development department. 1993. Disponível em: < <http://www.fao.org>> Acesso em: 13 jan. 2013.

FERREIRA, I.V.L.; DANIEL, L.A. Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, out-dez. 2004.

GOOGLE. **Imagens**. Disponível em: <<http://www.google.com.br>>. Acesso em: 16 ago. 2013.

GÓMEZ, M et al. Urban wastewater disinfection by filtration technologies. **Desalination Magazine**, Spain, n.190, p.15-28, 2006.

GONÇALVES, R.F (Coord). **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 438p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **IBGE cidades**. 2013. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 24 abr. 2014.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Situação do saneamento no Brasil**. 2011. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br>>. Acesso em: 25 abr. 2014.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5 edição. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 941 p.

JIMENEZ-CISNEROS, B. E. Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse. **Encyclopedia of Life Support Systems**, Oxford, Oct. 2008.

KELLER, R.; BASTOS, R.K.X.; BEVILACQUA, P.D. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 2. p.27-88.

LAPOLLI, F. R. et al. Desinfecção de efluentes sanitários por meio da ozonização. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 5. p.169-208.

LAPOLLI, F.R. et al. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.10, n.3, p.200-208, jul-set. 2005.

LAZAROVA, V. et al. Advanced wastewater disinfection technologies: state of the art and perspectives. **Water Research**, Grã Bretanha, n. 4-5, v. 40, p.203-213, 1999.

LEAVERENZ, H.; DARBY, J.; TCHOBANOLOUS, G. **Evaluation of disinfection units for onsite wastewater treatment systems**. Davis: University of California, 2006.

LÉO, L.F.R. **Investigação da toxicidade, tratabilidade e formação de subprodutos tóxicos em efluentes clorados de lagoas de estabilização com e sem pós-tratamento**. 2008. 160 p. Tese (Doutorado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

MACEDO, J.A.B. **A contaminação bacteriana , água potável, portaria 1469/2000 e 518/2004**. Faculdade de Farmácia e Bioquímica, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2004. Disponível em: < <http://www.aguaseguas.ufjf.br> > Acesso em 16 abr. 2012.

MACEDO, J.A.B. O estado da arte da relação ácido cianúrico e superestabilização. **Revista Controle da Contaminação**, v.5, n. 55, p.32-38, nov. 2003.

MANCUSO, P.C.S; SANTOS, H.F. **Reuso de água**. 1 ed. Barueri, São Paulo: Nisam-USP, 2003.

MATTOS, A.A. Tratamento de água para abastecimento público com o uso de tabletes de ácido tricloroisocianúrico. In: ASSEMBLÉIA NACIONAL DA ASSEMAE, 34, 2004, São Paulo. **VIII Exposição de experiências municipais em saneamento**. São Paulo: Assemae, 2004. P. 1-35.

MENDONÇA, M. J. C.; MOTTA, R. S. Saúde e saneamento no Brasil. In: **Planejamento e políticas públicas**. Brasília: IPEA, v. 30, p. 15-30, jun./dez. 2007.

MENDONÇA, F.C; PIVELI, R.P. Uso agrícola de esgoto tratado em lagoas de estabilização: experiências do Prosab em Lins – SP. **Exacta**, São Paulo, v.2, p. 37-53, nov. 2004.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, n.10 (1), p. 99-110, jan./mar. 1994.

MEZZANOTTE, V. et al. Wastewater disinfection alternatives: chlorine, ozone, peracetic acid, and UV light. **Water Environment Research**, Itália, v. 79, n. 12, p.2373-2379, nov. 2007.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. 4 edição. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 388 p..
NASSER, A.M.; *et.al.* Prevalence and fate of *Giardia* cysts in wastewater treatment plants. **Journal of Applied Microbiology**, n.113, p.477-484, 2012.

OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE . **Directrices sanitárias sobre el uso de águas residuales em agricultura e aquicultura**. Séries de reportagens técnicas. 778. OMS, Genebra, 1989

ONU. **Un-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water: the challenge of extending and sustaining services**. Suíça, 2012. 101 p.

PELCZAR, M.; Chan, E.C.S.; KREIG,N. R. **Microbiologia**.2 ed. Rio de Janeiro: Makron Books, 2005. v.1, 524 p.

PIRES, M.R. **Desinfecção de esgotos com radiação ultra violeta**: influencia da qualidade do efluente e da fotorreativação. 2002. 128 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil na Área de Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PIVELI, R. P. et al. Cinética e hidráulica dos processos de desinfecção. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 3. p.89-112.

POHLMANN, M. **Tratamento de esgotos sanitários visando reúso**. 2010. 102 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ITIRAPUÃ. **Plano de saneamento municipal: água e esgoto**. Itirapuã, 2011.

SABESP. **Monitoramento de efluentes**: município de Itirapuã. Franca: Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2014.

SCHUCK, C.A. **Ocorrência de trihalometanos e ácidos holoacéticos na desinfecção de efluentes tratados biologicamente**. 2004. 81 p. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

SILVA, S.S. **Aplicação de radiação uv para desinfecção de efluente da associação de reator uasb e biofiltro aerado submerso**. 2007. 149 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

SILVA, G.H.R. **Formação de aldeídos e trihalometanos na desinfecção por ozonização, cloração e ozonização de efluente de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário**. 2008. 401 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SOUZA, J. B.; DANIEL, L. A. Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de *E. coli*, colifagos e *C. perfringens* em água com elevada concentração de matéria orgânica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, abr./jun. 2005.

SOUZA, N.C. et. al. Produtividade da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, maio 2010.

SUNDEFELD JÚNIOR, G.C. **Pós-tratamento e desinfecção de efluentes de reatores uasb e lagoas de estabilização visando ao uso agrícola**. 2012. 229 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. Metcalf & Eddy. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse. 4 Ed. New York, McGraw-Hill, Inc. 2003. 1819 p.

TOFOLI, L.A. **Monitoramento da qualidade da água em mananciais pertencentes à bacia hidrográfica do Tietê – Botucatu, SP.** 2010. 104 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita, Botucatu, 2010.

TONON, D. **Desinfecção de efluentes sanitários por cloração visando o uso na agricultura.** 2007. 248 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

UN WATER. **Water scarcity already affects more than 40 percent of the people on the planet.** Disponível em: <<http://www.unwater.org/statistics/statistics-detail/en/c/211807/>>. Acesso em: 22 abr. 2014.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Alternative Disinfectants and oxidants guidance manual, EPA 815-R-99-014.** 1999, 346 p.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Municipal Wastewater Disinfection – Desing Manual, EPA/625/1-86/021,** Cincinnati, 1986, 247p.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA), **Code for Federal Regulation – CFR, Title 40, Sub-chapter D, Part 133.105.** Washington D.C., 2014.

UNEP. United Nations Environment Programme. **The un-water status report on the application of integrated approaches to water resources management.** Nairobi, Kenya, 2012. Disponível em: <<http://www.unep.org>>. Acesso em: 22 abr. 2014.

UNITED NATIONS UNIVERSITY. **Water security and the global water agenda: a UN-water analytical brief.** Canada, 2013. Disponível em: <<http://www.unwater.org>>. Acesso em: 22.abr. 2014.

VARGAS, G.D.L.P. **Tratamento terciário de esgoto sanitário através de processos oxidativos avançados para a obtenção de águas de reuso.** 2008. 264 p. Tese (Doutorado em Engenharia Química). – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

VERONEZ, A. H. **Irrigação de eucalipto com efluente sanitário de lagoa facultativa: eficiência do sistema solo-planta nos pós-tratamento.** 2009. 127 p. Dissertação (Mestrado em engenharia civil na área de saneamento e ambiente) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VESCHETTI, E. et al. Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection. **Water Research**, Grã Bretanha, n. 37, p.78-94, 2003.

VICTORINO, C.J.A. **Planeta água morrendo de sede: uma visão analítica na metodologia do uso e abuso dos recursos hídricos.** 1 ed. Porto Alegre: Edipucrs, 2007. 231 p.

VON SPERLING, M. Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. **Water Research**, Canada: n. 39 (20), p. 5261-5273, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3 ed. Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005. v. 1, 452 p.

VON SPERLING, M.; et al. Lagoas de estabilização. In: GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**, Prosab - Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. Capítulo 7. p.277-336.

WASTEWATER COMMITTEE OF THE GREAT LAKES. **Recommended standards for wastewater facilities.** New York: Health Research Inc.; Health Education Services Division, 2004. Disponível em: <<http://www.hes.org>>. Acesso em: 5 mar. 2013.

WHITE, J. C. **Handbook of chlorination and Alternative Disinfectants.** 5^a ed. New Jersey: John Wiley & Sons, INC. 2010. 1009p.

ZHAO, X. et al. Preparation of Peracetic Acid from Hydrogen Peroxide, Part I: Kinetics for Peracetic Acid Synthesis and Hydrolysis. **Journal of Molecular Catalysis A: Chemical**, Amsterdam, v. 271, n. 1/2, p. 246-252, 2007.

TFP – Trouble Free Pool. **Degradation of cyanuric acid.** 2008. <disponível em <http://www.troublefreepool.com>> acesso em 15/08/13.