LUÍS FERNANDO ROSSI LÉO

**INVESTIGAÇÃO DA TOXICIDADE, TRATABILIDADE E FORMAÇÃO DE
SUBPRODUTOS TÓXICOS EM EFLUENTES CLORADOS DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO COM E SEM PÓS-TRATAMENTO**

**São Paulo
2008**

LUÍS FERNANDO ROSSI LÉO

**INVESTIGAÇÃO DA TOXICIDADE, TRATABILIDADE E FORMAÇÃO DE
SUBPRODUTOS TÓXICOS EM EFLUENTES CLORADOS DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO COM E SEM PÓS-TRATAMENTO**

**Tese apresentada à Escola Politécnica
da Universidade de São Paulo para
Obtenção do Título de Doutor em
Engenharia**

**Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica**

**Orientador:
Professor Doutor Roque Passos Piveli**

**São Paulo
2008**

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, 15 de maio de 2008.

Assinatura do autor _____

Assinatura do orientador _____

Léo, Luís Fernando Rossi

Investigação da toxicidade, tratabilidade e formação de subprodutos tóxicos em efluentes clorados de lagoas de estabilização com e sem pós-tratamento. Edição Revisada. São Paulo, 2008. 160 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

**1.Desinfecção de esgoto sanitário 2.Subprodutos tóxicos
I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária Lt.**

Dedicatória

Dedico esta tese à minha saudosa Mãe, Magali de Lourdes Rossi Léo, que compartilhou integralmente deste sonho, ao meu Mestre na engenharia e na vida, meu Pai, Milton Léo e à minha Esposa Elisabete Catini Léo, pelo amor, pela compreensão e pelo apoio nos momentos mais difíceis e decisivos desta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela oportunidade, pela energia e pelo discernimento.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Roque Passos Piveli, por toda dedicação e trabalho, e também pelos momentos agradáveis durante as remadas nas lagoas em Lins, nas reuniões sob as árvores na cantina da Unilins, e pelo mundo afora;

Aos Professores Doutores Pedro Alem Sobrinho e Ivanildo Hespanhol, pelos ensinamentos nas disciplinas cursadas;

À minha colega Aline Akabochi Fabreti Frontoura, que nos deixou prematuramente, agradeço o companheirismo e o apoio que trocamos durante as centenas de horas passadas em conjunto ao lado de nossas plantas experimentais;

Aos meus amigos e familiares, pelo apoio, pela curiosidade, pelo incentivo e pela amistosa cobrança;

Agradeço à Fundação Paulista de Tecnologia e Educação (FPTE) e ao Centro Universitário de Lins (UNILINS) pela bolsa de auxílio cedida, e principalmente pelo imprescindível apoio prestado na cessão de seus equipamentos, laboratório e profissionais, cuja contribuição foi incrível;

Ao Prof. M.Sc. Maurício Macedo e ao Químico “Paulinho” pelo trabalho de cromatografia, e a todos os profissionais do Laboratório de Análises e Controle Industrial (LACI), da FPTE que de qualquer forma tenham contribuído para o desenvolvimento deste trabalho.

Aos discentes Mônica Medeiros, João Pedro de Melo Forlani, Maurício Bernardi e demais estagiários, pela dedicação, amizade e colaboração;

Aos amigos Ângela, Fábio, Iara, Laerte, Odorico e Ricardo, da POLI, pelo atendimento pronto e eficaz.

RESUMO

Entre as principais dificuldades que os sistemas de tratamento de esgotos domésticos compostos por lagoas de estabilização enfrentam para atender as exigências impostas pela Resolução CONAMA 357/2005 podem se destacar as concentrações elevadas de nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes fecais e totais. Estes últimos, quando os sistemas utilizam corpos receptores classe 2 ou 3 geram a necessidade de desinfecção.

Dentre as diversas tecnologias disponíveis para a desinfecção dos esgotos, a cloração é bastante atrativa pelo custo reduzido, em relação às outras tecnologias, bem como pela elevada experiência que as companhias e municipalidades possuem neste tipo de sistema, advinda dos sistemas de tratamento de água. Dentre os sistemas de cloração, o uso de hipoclorito de sódio torna-se interessante pela segurança, simplicidade das instalações e de operação.

A desvantagem do uso deste tipo de sistema se dá na possibilidade da formação de subprodutos tóxicos, dentro os quais pode-se destacar os trihalometanos (THMs) e os ácidos haloacéticos (AHAs), porém esta formação pode ser teoricamente reduzida pela presença de elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal nos efluentes destes sistemas, por sua reação preferencial com o cloro, na formação de cloraminas. Outras possibilidades de redução na formação é reduzir a concentração de precursores, reduzir a dosagem de cloro e utilizar método de descloração dos efluentes após a desinfecção.

Este trabalho, ambientado no desenvolvimento das pesquisas do Edital 4 do PROSAB/FINEP (Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico), desenvolveu testes de desinfecção em efluentes de lagoas anaeróbias e facultativas utilizando como desinfetante hipoclorito de sódio, em dosagens de 8,0 mgCl/L e 12,0 mgCl/L. Desenvolveu também testes de desinfecção com efluentes anaeróbios e facultativos pós-tratados por meio de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação com ar dissolvido, com dosagens de 2,0 mgCl/L e 4,0 mgCl/L. Para todos os testes de desinfecção foram realizados também testes de descloração das amostras. Desta forma foi possível estudar, dentro de uma faixa limitada, as possibilidades de reduzir a formação de subprodutos tóxicos na desinfecção de efluentes de lagoas de estabilização com hipoclorito de sódio.

Nas amostras foram determinados por meio de cromatografia gasosa as concentrações dos THMs e AHAs. Por meio das metodologias do Standard Methods 20th Edition foram realizadas as análises físico-químicas dos parâmetros pH, temperatura, DQO, DBO, N_{total}, N-NH₃, NTK, cloro livre, cloraminas, coliformes e outros microrganismos indicadores.

A formação de THMs se mostrou bastante pequena, em média abaixo dos 20,0 µg/L em todos os testes, aparentemente devido às elevadas concentrações de N-NH₃, da ordem de 30,0 mg/L.

O mesmo não ocorreu com os AHAs. Em muitos testes a concentração encontrada de AHAs totais superou o padrão de 80,0 µg/L preconizados pela USEPA para água potável, e aqui adotado como padrão comparativo.

A descloração reduziu em média 52% a concentração de AHAs nos testes, colocando quase todas as amostras dentro do padrão de 80,0 µg/L.

Os bioensaios mostraram que a presença de cloro livre nas amostras eleva a toxicidade aguda em *Daphnia similis* provocada pelos efluentes e que a cloração seguida de descloração produz efluentes com toxicidade inferior à toxicidade dos

efluentes apenas clorados e toxicidade também inferior àquela dos efluentes sem cloração.

ABSTRACT

The main difficulties that the stabilization ponds for sewage treatment systems face to meet the requirements imposed by CONAMA Resolution 357/2005 can highlight the high concentrations of ammonia nitrogen, phosphorus and fecal and total coliform. When the systems use receivers water bodies Class 2 or 3 generate the need for disinfection.

Among the different technologies available for the disinfection of sewage, the chlorination is very attractive at reduced cost compared to other technologies, as well as the high experience that companies and municipalities have in this type of system, because the water treatment systems. About the chlorination technologies, the use of sodium hypochlorite becomes interesting for security, simplicity of installation and operation.

The disadvantage of using this type of system is given the possibility of formation of toxic by-products, within which you can highlight the trihalomethanes (THMs) and haloacetic acids (AHAs), but this formation can theoretically be reduced by the presence of high concentrations of ammoniacal nitrogen in effluents of these systems, for its preferential reaction with the chlorine in the formation of chloramines.

Other possibilities for reducing the training is to reduce the concentration of precursors (organic matter), reduce the dosage of chlorine and use dechlorination method after disinfection.

This work, developed in PROSAB / FINEP (National Program for Research on Sanitation) research announcement number 4, developed tests for disinfection of anaerobic and facultative ponds effluents using sodium hypochlorite as a disinfectant, in concentrations of 8.0 mgCl/L and 12.0 mgCl/L. Were also developed tests for disinfection with anaerobic and facultative ponds effluents post-treated by coagulation / flocculation / sedimentation and coagulation / flocculation / flotation with dissolved air, with concentrations of 2.0 mgCl/L and 4.0 mgCl/L.

For all of disinfection tests were also conducted dechlorination tests. This made it possible to study the possibilities of reducing the formation of toxic byproducts of the stabilization ponds effluents disinfection with sodium hypochlorite.

The THMs and AHAS concentrations were determined by gas chromatography. Through the methods of Standard Methods 20th Edition analyses were carried out physical-chemical parameters of pH, temperature, COD, BOD, total nitrogen, ammoniacal nitrogen, total Kjeldhal nitrogen, free chlorine, chloramines, coliforms and other indicator microorganisms.

The formation of THMs was very low, on average below the 20.0 µg/L in all tests, apparently due to high concentrations of NH₃-N, the order of 30.0 mg/L. The same did not occur with AHAs. In many tests found concentrations of AHAs exceeded the standard of 80.0 µg/L recommended by the USEPA for drinking water.

Dechlorination reduced 52% of AHAs concentrations, in average.

Bioassays showed that the presence of free chlorine in the samples increase the acute toxicity in *Daphnia similis*. Chlorination followed by dechlorination produces effluents with less toxicity than the toxicity of chlorinated and effluent without chlorination.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	01
2. Objetivo.....	03
2.1 Objetivo Geral	03
2.2 Objetivos Específicos	03
3. Revisão Bibliográfica.....	04
3.1 Características dos Esgotos Sanitários	04
3.2 Tratamento de Esgoto por Lagoas de Estabilização.....	08
3.2.1 Características Gerais	08
3.2.2 Lagoas Anaeróbias	09
3.2.3 Lagoas Facultativas Fotossintéticas	10
3.2.4 Lagoas de Maturação	12
3.2.5 Outras Características dos Sistemas de Lagoas de Estabilização	15
3.3 Pós-tratamento por processos físico-químicos	20
3.3.1 Fundamentos da Coagulação Química.....	21
3.3.2 Fundamentos da Floculação Química	24
3.3.3 Fundamentos da Sedimentação	26
3.3.4 Fundamentos da Flotação com Ar Dissolvido	27
3.3.5 Tratamento Físico – Químico Aplicado aos Efluentes de Lagoas de Estabilização.....	28
3.4 Necessidade de desinfecção	32
3.5 Tecnologias de desinfecção:.....	37
3.6 Desinfecção com cloro:.....	43
3.7 Desinfecção de Esgotos com cloro:	49
3.8 Formação de subprodutos tóxicos na desinfecção	50
3.9 Toxicidade do cloro e dos subprodutos da desinfecção:	62
3.10 Remoção de Cloro Residual:.....	64
3.11 Remoção de precursores:	65
4. Metodologia.....	67
4.1 Determinação das características físico-químicas dos efluentes do sistema de lagoas de estabilização	67
4.2 Determinação do tempo de detenção real do tanque de contato de cloro:	69
4.3 Sistema de coagulação/floculação/sedimentação para pós-tratamento dos efluentes anaeróbios e facultativos	71
4.4 Sistema de coagulação/floculação/flotação com ar dissolvido para pós-tratamento dos efluentes anaeróbios e facultativos	72
4.5 Ensaios preliminares de desinfecção com cloro do efluente bruto e dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa:	75
4.6 Ensaios de desinfecção com cloro dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa:	76
4.7 Ensaios de desinfecção dos efluentes anaeróbios pós-tratados.....	77
4.8 Ensaios de desinfecção dos efluentes facultativos pós-tratados.....	77
4.9 Metodologias de análises:	77
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	80
5.1 Monitoramento das lagoas	80
5.2 Resultados dos Testes de Desinfecção dos Efluentes Anaeróbios	81
5.3 Resultados de Desinfecção dos Efluentes Facultativos.....	106

5.4 Resultados dos bioensaios de toxicidade aguda em <i>Daphnia similis</i>	124
6. Conclusões	129
7. Referências Bibliográficas.....	131

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Fluxogramas dos Sistemas de Lagoas de Estabilização. Fonte: PIVELI (2006).....	09
Figura 2: Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias. Fonte: PIVELI (2006).....	10
Figura 3: Transformações Bioquímicas em Lagoas Facultativas. Fonte: PIVELI (2006).....	11
Figura 4: Transformações Bioquímicas em Lagoas de Maturação. Fonte: PIVELI (2006).....	13
Figura 5: Esquema de uma Partícula Coloidal. Fontes: CAMPOS (1972), VIANNA (1992).....	22
Figura 6: Efeito do pH na Distribuição de Ácido Hipocloroso e Íon Hipoclorito na Água. Fonte: CETESB (1978).....	44
Figura 7: Diagrama de equilíbrio das espécies de cloraminas. Fonte: adaptado de USEPA (1999).....	45
Figura 8: “Breakpoint” em efluentes contendo nitrogênio amoniacal. Fonte: adaptado de WHITE (1999).....	46
Figura 9 - "Breakpoint" em efluentes contendo nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. Fonte: adaptado de WHITE (1999).....	47
Figura 10: Relação entre as quantidades formadas de THMs e AHAs para diversos tipos de precursores. Fonte: CHANG ET AL (2006).....	56
Figura 11 - Influência da temperatura na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).....	58
Figura 12 - Influência do tempo de contato na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).....	59
Figura 13 - Influência da dosagem de cloro na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).....	59
Figura 14 - Influência do pH na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).....	60
Figura 15 - Estação de tratamento de esgotos de Lins - SP.....	67
Figura 16: Curva de calibração do azul de metileno. Fonte: INOUE, 2001.....	69

Figura 17: Fotografia da planta piloto por processo físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação).....	72
Figura 18: Tanque de flotação por ar dissolvido.....	73
Figura 19: Câmara de saturação de ar.....	74
Figura 20: Corte esquemático do sistema de flotação por ar dissolvido.....	74
Figura 21: Croqui da unidade piloto de floculação por ar dissolvido.....	75
Figura 22 - Tanque de contato de cloro.....	76
Figura 23: Distribuição dos tempos de residência.....	80
Figura 24: Distribuição dos tempos de residência.....	80
Figura 25: tanque de contato de cloro durante teste de determinação de tempo médio real de detenção hidráulica.....	81
Figura 26: pH – Monitoramento das lagoas.....	82
Figura 27: DBO (mg O ₂ /L) – Monitoramento das lagoas.....	83
Figura 28: DQO (mg O ₂ /L) – Monitoramento das lagoas.....	84
Figura 29: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	85
Figura 30: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Monitoramento das lagoas.....	86
Figura 31: Coli Termotolerantes (NMP/100mL) – Monitoramento das lagoas.....	87
Figura 32: Concentração de ovos de Helmintos – Monitoramento das Lagoas.....	88
Figura 33: Concentração de <i>Giardia sp</i> – Monitoramento das Lagoas.....	89
Figura 34: Concentração de <i>Cryptosporidium sp</i> – Monitoramento das Lagoas.....	90
Figura 35: THMs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L.....	91
Figura 36: THMs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.....	91
Figura 37: AHAs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L.....	92
Figura 38: AHAs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.....	92
Figura 39: THMs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L.....	93
Figura 40: THMs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.....	93
Figura 41: AHAs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L.....	94
Figura 42: AHAs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.....	94

Figura 43: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.....	95
Figura 44: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	95
Figura 45: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.....	96
Figura 46: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	96
Figura 47: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.....	97
Figura 48: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	98
Figura 49: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.....	98
Figura 50: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	99
Figura 51: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.....	100
Figura 52: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	100
Figura 53: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.....	101
Figura 54: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	101
Figura 55: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.....	102
Figura 56: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	102
Figura 57: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.....	103
Figura 58: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	103
Figura 59: DQO x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.....	104
Figura 60: N-NH ₃ x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.....	105
Figura 61: Dose de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.....	105
Figura 62: THMs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L.....	106
Figura 63: THMs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.....	107

Figura 64: AHAs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L.....	108
Figura 65: AHAs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.....	109
Figura 66: THMs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L.....	109
Figura 67: AHAs: facultativa clorada 12,0 mgCl/L.....	110
Figura 68: THMs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.....	111
Figura 69: AHAs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.....	111
Figura 70: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.....	112
Figura 71: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	113
Figura 72: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.....	114
Figura 73: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	114
Figura 74: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.....	115
Figura 75: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	115
Figura 76: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.....	116
Figura 77: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	117
Figura 78: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.....	117
Figura 79: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	118
Figura 80: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.....	118
Figura 81: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.....	119
Figura 82: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.....	120
Figura 83: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	120
Figura 84: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.....	121
Figura 85: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.....	121

Figura 86: DQO x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.....	123
Figura 87: Dose de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.....	123
Figura 88: pH de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.....	124
Figura 89: Bioensaio com efluente facultativo.....	125
Figura 90: Bioensaio com efluente facultativo clorado.....	125
Figura 91: Bioensaio com efluente facultativo clorado e desclorado.....	126
Figura 92: Bioensaio com os efluentes facultativos flotados.....	126
Figura 93: Bioensaio com efluentes facultativos flotados e clorados.....	127
Figura 94: Bioensaio com os efluentes facultativos flotados, clorados e desclorados.....	128

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Características Físico-Químicas dos Esgotos. Fonte: Metcalf & Eddy (1991).....	04
Quadro 2: Composição dos Esgotos Sanitários. Fonte: Adaptada de VON SPERLING (2001).....	05
Quadro 3: Concentrações de Sólidos em Esgotos. Fonte: Metcalf & Eddy (1991).....	06
Quadro 4: Concentrações de Organismos em Esgotos. Fonte: Metcalf & Eddy (1991).	07
Quadro 5: Ocorrência de Organismos Presentes nos Esgotos Sanitários. Fonte: Adaptado de BASTOS et al (2003)	07
Quadro 6: Principais Parâmetros de Projeto de Lagoas de Estabilização. Fonte: Adaptada de VON SPERLING (2003)	15
Quadro 7: Faixas de Eficiências de Remoção de Constituintes Físico-Químicos em Lagoas de Estabilização. Fonte: Adaptada de VON SPERLING (2003)	16
Quadro 8: Faixas de Eficiências de Remoção de Organismos Patogênicos e Indicadores em Lagoas de Estabilização. Fonte: Adaptada de VON SPERLING (2003)	17
Quadro 9: Taxas de Acúmulo e Características dos Lodos de Lagoas de Estabilização. FONTE: Adaptado de VON SPERLING (2003)	18
Quadro 10: Principais Características dos Processos de Pós-Tratamento de Efluentes de Lagoas de Estabilização. Fonte: Adaptado de OLIVEIRA e GONÇALVES (1999).....	20
Quadro 11: Características dos Decantadores. Fonte: FERREIRA FILHO (1996)	27
Quadro 12: Parâmetros de Projeto de Sistemas de Flotação com Ar Dissolvido. Fonte: METCALF & EDDY (2003)	28
Quadro 13: Limites para Coliformes Termotolerantes Para Águas Doces, Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.....	34
Quadro 14: Limites para Coliformes Termotolerantes para Águas Salinas, Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.....	34
Quadro 15: Limites para Coliformes Termotolerantes para Águas Salobras, Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.....	35

Quadro 16: Densidades Típicas de Coliformes Termotolerantes e de Ovos de Helmintos no Efluente dos Diversos Sistemas de Tratamento.	
Fonte: Adaptado de BASTOS (2003).....	36
Quadro 17: Recomendações da Organização Mundial da Saúde Relativas à Qualidade Microbiológica de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto Para uso Agrícola ^(a) .	
Fonte: OMS (1989)	37
Quadro 18: Comparação entre as capacidades de desinfecção de diversas tecnologias.	
Fonte: Adaptado de SNOWDEN-SWAN et al (1998).....	39
Quadro 19 - Métodos de desinfecção para esgotos para descarga em corpos receptores.	
Adaptado de AEPA Victoria (2002)	41
Quadro 20 - Métodos de desinfecção sugeridos para reuso de água.	
Adaptado de AEPA VICTORIA (2002).	41
Quadro 21 - Comparação entre os métodos de desinfecção.	
Adaptado de AEPA VICTORIA (2002)	42
Quadro 22: Influência do pH na velocidade da conversão do cloro em monocloramina.	
Fonte: adaptado de USEPA (1999)	46
Quadro 23: Dosagens Típicas Necessárias de Cloro Para Atendimento ao Limite de 10^3 NMP/100mL de Coliformes Fecais.	
Fonte: Adaptado de GONÇALVES (2003)	50
Quadro 24: Subprodutos Tóxicos da Cloração.	
Fonte: METCALF & EDDY, 2003.	51
Quadro 25: Estações de Tratamento Estudadas.	
Fonte: Adaptado de REBHUN et al (1997).	54
Quadro 26: Efeitos dos desinfetantes na toxicidade dos efluentes.	
Fonte: Adaptado de BLATCHLEY et al (1997).	63
Quadro 27: Dados de Projeto do Sistema de Lagoas de Estabilização de Lins/SP.	
Fonte: SABESP, 1997.....	68
Quadro 28: Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas.....	78
Quadro 29: Indicadores Biológicos Monitorados e Métodos de Determinação Aplicados.....	78
Quadro 30: Índices estatísticos dos resultados de pH. (n = 20).....	81
Quadro 31: Índices estatísticos das concentrações de DBO. (n = 20).....	82

Quadro 32: Índices estatísticos das concentrações de DQO. (n = 20).....	83
Quadro 33: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (n = 20).....	84
Quadro 34: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Amoniacal. (n = 20).....	85
Quadro 35: Índices estatísticos das concentrações de Coliformes Termotolerantes (n = 14).....	86
Quadro 36: Índices estatísticos das concentrações de Helmintos (n = 7).....	87
Quadro 37: Índices estatísticos das concentrações de <i>Giardia</i> sp (n = 10).....	88
Quadro 38: Índices estatísticos das concentrações de <i>Cryptosporidium</i> sp (n = 10). ..	89
Quadro 39: resumo da formação de subprodutos nos testes com efluentes anaeróbios.....	104
Quadro 40: resumo das quantidades de subprodutos formados nos testes de desinfecção dos efluentes facultativos.	122
Quadro 41: CL 50 nas diversas amostras de bioensaios.....	128

LISTA DE ABREVIATURAS

AEPA VICTORIA – Australian Environmental Protection Agency VICTORIA
AHAs – ácidos haloacéticos
BDCM – bromodiclorometano
BCAN - bromocloroacetonitrila
CAESB – Companhia de água e Esgotos de Brasília
CAN –cloroacetonitrila
CHONPS – composição média da célula bacteriana (carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre)
COT – carbono orgânico total
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBCM - dibromoclorometano
DBO – demanda bioquímica de oxigênio
DBO_{5,20} – demanda bioquímica de oxigênio a 5 dias e 20°C
DCA – ácido dicloroacético
DCAN – dicloroacetonitrila
DOX – halogenados orgânicos dissolvidos
DQO – demanda química de oxigênio
EPA – Environmental Protection Agency
FAD – Flotação por ar dissolvido
FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos do Ministério da Ciência e Tecnologia do Brasil
N - nitrogênio
NDMA – n-nitrosodimetilamina
NMP – número mais provável
NTK – nitrogênio total Kjeldahl
OMS – Organização Mundial da Saúde
P – fósforo
pH – potencial hidrogeniônico
PROSAB – Programa Nacional de Pesquisa em Saneamento Básico
RHNCI – cloramina orgânica
SST – sólidos em suspensão totais
SS – sólidos sedimentáveis

ST – sólidos totais

SV – sólidos voláteis

TCAN –tricloroacetonitrila

TDH – tempo de detenção hidráulica

TDH_R – tempo de detenção hidráulica

TOX – halogenados orgânicos totais

THMs - trihalometanos

UASB – upflow anaerobic sludge blanket reactor

UFC – unidade formadora de colônia

UNT – unidade nefelométrica de turbidez

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WEF – World Environment Foundation

WHO – World Health Organization

LISTA DE SÍMBOLOS

λ_L – taxa de aplicação superficial limite para lagoas facultativas primárias
B – largura da lagoa
 C_1 – concentração máxima de saída do primeiro reator
d - fator de dispersão
E(t) – distribuição dos tempos de residência
 k_b – constante da velocidade de decaimento microbiano
 $k_{bt}^{\circ C}$ - constante da velocidade de decaimento microbiano corrigida para temperatura
L – comprimento da lagoa
N – concentração de coliformes no efluente da lagoa
 N_0 – concentração de coliformes no afluente à lagoa
m – massa do azul de metileno
n – número de amostras
Q - vazão
T – temperatura
t – tempo de contato
 $\bar{t}$ - tempo médio de detenção hidráulica
TDH – tempo de detenção hidráulica
 TDH_R – tempo de detenção hidráulica
y – NMP no efluente desinfetado após o tempo t
 y_0 – NMP no efluente antes da desinfecção
C – cloro total residual no efluente após o tempo t
V – volume do reator

1. INTRODUÇÃO

Existem no Estado de São Paulo diversos sistemas de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização incapazes de garantir o atendimento aos padrões bacteriológicos de qualidade das águas dos corpos receptores.

Estes sistemas diferem dos processos mecanizados e compactos de tratamento de esgotos exatamente por providenciar elevados graus de inativação de organismos do grupo coliforme sem a necessidade de desinfecção final por agentes artificiais físicos ou químicos, quando projetados dentro de determinados critérios.

Porém, em muitos casos, não é encontrada área suficiente para a construção de lagoas de maturação e, apenas com lagoas facultativas fotossintéticas a concentração residual desses organismos indicadores da contaminação biológica dos esgotos é ainda elevada.

Além disso, também são inúmeras as situações de lançamento em que a capacidade de diluição do corpo receptor é muito baixa. A título de exemplo, considerando-se que a concentração típica de coliformes fecais nos efluentes de lagoas facultativas seja da ordem de 10^5 NMP/100mL, para o atendimento ao padrão de 10^3 NMP/100mL de uma água classe 2 seria necessária uma diluição de 1:100 dos esgotos lançados, inclusive na estiagem, o que dificilmente seria possível na maior parte dos casos.

Assim, tendo em vista os avanços que se tem pretendido na aplicação das legislações voltadas ao controle da qualidade ambiental, tanto a Resolução N° 357 do CONAMA, de 2005, quanto o Decreto Estadual Paulista N° 8648, de 1976, muitas destas estações que possuem dificuldades de atendimento aos padrões deverão instalar e operar sistemas de desinfecção para seus efluentes finais, bem como de polimento de seus efluentes, no que tange a remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo.

Dentre os processos disponíveis para a desinfecção de esgotos, a cloração se apresenta como uma alternativa bastante atraente devido ao baixo custo operacional, bem como ao pleno domínio da aplicação dessa tecnologia em nosso meio, sobretudo devido à experiência advinda dos sistemas de abastecimento de água potável.

Uma dúvida que ainda permanece refere-se ao grau de toxicidade dos efluentes clorados, mesmo que sejam posteriormente desclorados. Há a possibilidade de formação de subprodutos tóxicos como trihalometanos, ácidos haloacéticos, cloraminas, NDMA

(n-nitrosodimetilamina), dentre outros, embora a maioria dos autores reconheça que os principais precursores da formação desses compostos são os ácidos húmico e fúlvico, decorrentes principalmente da decomposição de vegetais em águas naturais e não a matéria fecal dos esgotos.

Além disso, a aplicação de cloro em esgotos difere do uso em águas para abastecimento público pela presença de nitrogênio amoniacal em concentração relativamente alta, suficiente para garantir potencialmente o consumo total do cloro adicionado na formação de cloraminas, no caso de efluentes não nitrificados, o que pode impedir a formação de determinados subprodutos.

Em diversos estudos é demonstrado que determinada dosagem de cloro na forma combinada produz 80% menos subprodutos tóxicos em comparação à mesma dosagem de cloro na forma livre. As cloraminas formadas na reação entre o cloro e o nitrogênio amoniacal, por sua vez, também podem manifestar toxicidade aos organismos aquáticos.

Assim sendo, decidiu-se pelo empreendimento deste projeto de pesquisa no qual se estudou os efeitos da cloração dos efluentes de lagoas de estabilização em sua toxicidade, avaliando a formação de subprodutos tóxicos em diversas situações, variando-se a dosagem de cloro, utilizando ou não descloração, em efluentes com e sem pós-tratamento, e realizando ensaios de toxicidade aguda em organismos aquáticos, tendo em vista a possibilidade de que estes bioensaios venham a se constituir em instrumento legal de avaliação da qualidade das águas naturais.

2. OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo central do estudo proposto é a avaliar a formação de subprodutos tóxicos (Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos) mediante a cloração de esgotos tratados em sistema de lagoas de estabilização e avaliar a toxicidade aguda em *Daphnia similis* de vários tipos de efluentes: sem cloração, clorados e efluentes clorados e desclorados, com e sem pós-tratamento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos na desinfecção de efluentes de lagoa anaeróbia com duas dosagens de hipoclorito de sódio;
- Avaliar a formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos na desinfecção de efluentes de lagoa facultativa com duas diferentes dosagens hipoclorito de sódio;
- Avaliar a formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos na desinfecção de efluentes de lagoa anaeróbia pós-tratados em sistemas físico-químicos (coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação com ar dissolvido);
- Avaliar a formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos na desinfecção de efluentes de lagoa facultativa pós-tratados em sistemas físico-químicos (coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação com ar dissolvido);
- Determinar a toxicidade aguda em *Daphnia similis* dos efluentes anaeróbio e facultativo sem cloração;
- Determinar a toxicidade aguda em *Daphnia similis* dos efluentes anaeróbio e facultativo clorados;
- Determinar a toxicidade aguda em *Daphnia similis* dos efluentes anaeróbios e facultativos clorados e desclorados;
- Avaliar a influência da dosagem de cloro na formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos;
- Avaliar a influência da concentração de DQO e DBO na formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos;
- Avaliar a influência da concentração de N-NH₃ na formação de Trihalometanos e Ácidos Haloacéticos;

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 CARACTERÍSTICAS DOS ESGOTOS SANITÁRIOS

Os esgotos sanitários são constituídos dos esgotos domésticos propriamente ditos, das águas de infiltração na rede coletora provenientes do lençol freático e de contribuições específicas, principalmente indústrias que descarregam seus efluentes líquidos no sistema público. Suas características variam no espaço, em função de variáveis como o tipo de ocupação da bacia de esgotamento, que pode ser estritamente residencial ou associada a áreas comerciais e industriais, do clima e até de hábitos culturais e condição social da comunidade. Variam também ao longo do tempo, nas horas do dia, nos dias da semana e sazonalmente, o que torna complexa sua caracterização. Metcalf & Eddy (1991) classificam os esgotos em forte, médio e fraco, conforme as características apresentadas no quadro 1.

Quadro 1: Características Físico-Químicas dos Esgotos.

Característica	Forte	Médio	Fraco
DBO _{5,20} (mg/L)	400	220	110
DQO (mg/L)	1.000	500	250
Carbono Orgânico Total (mg/L)	290	160	80
Nitrogênio total – NTK (mg/L)	85	40	20
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	35	15	08
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	50	25	12
Fósforo Total (mg/L)	15	08	04
Fósforo Orgânico (mg/L)	05	03	01
Fósforo Inorgânico (mg/L)	10	05	03
Cloreto (mg/L)	100	50	30
Sulfato (mg/L)	50	30	20
Óleos e Graxas (mg/L)	150	100	50

Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

Von Sperling et al. (2001) realizaram uma compilação de dados de características de esgotos de diversas regiões do Brasil, cujo resultado é apresentado no quadro 2.

Quadro 2: Composição dos Esgotos Sanitários.

Parâmetro	Unidade	Faixa de Resultados
DQO	mg/L	500 - 800
DBO ₅	mg/L	200 - 350
SST	mg/L	300 - 400
NTK	mgN/L	35 - 50
P-Total	mgP/L	6 - 10
Sólidos Sedimentáveis	mL/L	10 - 20
pH	-	7,0 – 8,0
Coliformes fecais	CF / 100 mL	10^7 - 10^9
Ovos de Helminthos	Nº / L	10 - 200

Fonte: Adaptada de VON SPERLING (2001).

No Brasil, mesmo que não se tenha informação segura com base local, costuma-se adotar a contribuição “per capita” de 54g/habitante.dia para a DBO de cinco dias.

Em termos de vazão, pode-se afirmar que os esgotos estão sujeitos às mesmas variações relativas ao consumo de água, variando de região para região, dependendo principalmente do poder aquisitivo da população. Apenas a título de referência, pode-se considerar a contribuição típica de 160 L/habitante.dia, referente ao consumo “per capita” de água de 200 L/habitante.dia e um coeficiente de retorno água/esgoto igual a 0,8. Para a determinação das vazões máximas de esgotos, costuma-se introduzir os coeficientes $k_1 = 1,2$ (relativo ao dia de maior produção) e $k_2 = 1,5$ (relativo à hora de maior produção de esgotos). Conseqüentemente, a vazão de esgotos do dia e hora de maior produção é 1,8 vezes, ou praticamente o dobro da vazão média diária.

Os esgotos sanitários possuem excesso de nitrogênio e fósforo em relação à capacidade dos sistemas biológicos convencionais de tratamento de removê-los. Isto faz com que, ao serem submetidos a tratamento biológico, haverá incorporação desses macronutrientes nas células que tomam parte do sistema, mas o excesso deverá ser ainda grande. Esta é uma importante preocupação em termos de tratamento de esgotos, exigindo tratamento avançado quando se tem lançamento em situações mais restritivas, sobretudo em represas utilizadas para o abastecimento público de água potável, onde o problema da eutrofização poderá acarretar em conseqüências drásticas.

No quadro 3 são apresentadas concentrações típicas das diversas frações de sólidos em esgotos.

Quadro 3: Concentrações de Sólidos em Esgotos.

Característica	Forte	Médio	Fraco
Sólidos Totais (mg/L)	1.200	720	350
Sólidos Dissolvidos (mg/L)	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg/L)	850	500	250
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg/L)	525	300	145
Sólidos em Suspensão Totais (mg/L)	350	220	100
Sólidos em Suspensão Fixos (mg/L)	75	55	20
Sólidos em Suspensão Voláteis (mg/L)	275	165	80
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	20	10	05

Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

No quadro 4 são apresentadas algumas características biológicas dos esgotos, importantes para referenciar as necessidades de desinfecção. Embora a legislação seja restritiva em relação aos índices de coliformes as aplicações dos esgotos, como por exemplo, na agricultura, as aplicações podem exigir o controle de outros indicadores, sendo normalmente utilizada a densidade de ovos de helmintos.

Bastos et al. (2003) reuniram informações da literatura internacional, constatando as variações das ocorrências de organismos presentes nos esgotos apresentadas no quadro 5.

Quadro 4: Concentrações de Organismos em Esgotos.

Característica	Faixa de Valores
Bactérias Totais (UFC/100 mL)	$10^9 - 10^{10}$
Coliformes Totais (NMP/100 mL)	$10^7 - 10^8$
Coliformes Fecais (NMP/100 mL)	$10^6 - 10^7$
Streptococcus Fecais (NMP/100 mL)	$10^5 - 10^6$
Salmonella Typhosa (/100 mL)	$10^1 - 10^4$
Cistos de Protozoários (/100 mL)	$10^2 - 10^5$
Vírus (/100 mL)	$10^3 - 10^4$
Ovos de Helmintos (/100 mL)	$10^1 - 10^3$

Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

Quadro 5: Ocorrência de Organismos Presentes nos Esgotos Sanitários.

Microrganismo		Contribuição “per capita” (org. / hab.dia)	Densidade (org. / 100 mL)
Bactérias	Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^{10}
	Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
	<i>Escherichia coli</i>	10^8 a 10^{11}	10^6 a 10^9
	<i>Salmonellae</i> spp	10^5 a 10^6	10^2 a 10^3
	<i>Streptococcus fecalis</i>	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Protozoários	Cistos de <i>Giardia</i> sp	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4
	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp	10^4 a 10^5	10^1 a 10^2
Ovos de helmintos		10^4 a 10^6	10^1 a 10^3
Vírus		10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

Fonte: Adaptado de Bastos et al (2003).

Com relação a todas as características físico-químicas ou biológicas dos esgotos, pode-se dizer que ocorrem variações significativas, que fazem com que as diferenças apresentadas entre os resultados das diversas referências consultadas sejam compreensíveis.

3.2 TRATAMENTO DE ESGOTO POR LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

3.2.1 CARACTERÍSTICAS GERAIS

As lagoas de estabilização são tanques construídos em terra de forma a receber os esgotos continuamente, garantindo elevados tempos de retenção destes e propiciando mecanismos naturais para a degradação de matéria orgânica e para a redução da concentração de microrganismos. Não há introdução artificial de oxigênio ou aeração eletro-mecânica.

As lagoas de estabilização podem ser classificadas em anaeróbias, facultativas e de maturação. As lagoas anaeróbias são escavações mais profundas, com profundidade útil variando na faixa de 3 a 5 metros, retendo os esgotos durante 4 a 6 dias. Nestas condições, garante-se a anaerobiose, uma vez que a penetração de luz e a sobrevivência

de algas só são possíveis e de forma bastante limitada apenas em estreita camada superficial. Por outro lado, a taxa de aplicação de matéria orgânica é elevada, provocando o rápido esgotamento do oxigênio que por ventura esteja presente nos esgotos afluentes. Para as nossas condições de temperatura e para as demais anteriormente citadas, obtêm-se eficiências na remoção da DBO_5 dos esgotos da ordem de 40 % a 60 %.

As lagoas facultativas são escavações mais rasas, com profundidades típicas na faixa de 1,5 a 2,0 m e áreas de espelho de água relativamente maiores do que as das anaeróbias. Os sólidos sedimentáveis presentes nos esgotos depositam-se no fundo das lagoas facultativas, entrando em decomposição anaeróbia. A matéria orgânica solúvel mantém-se na massa líquida, sofrendo decomposição aeróbia pela ação de microrganismos heterotróficos, que aproveitam o oxigênio liberado pela fotossíntese de algas bem como decorrente da ventilação superficial. O gás carbônico resultante da decomposição da matéria orgânica é utilizado como matéria prima para o processo fotossintético, fechando o ciclo da simbiose que caracteriza o processo. Estas lagoas, em condições normais de operação, são capazes de propiciar eficiências na remoção de DBO_5 superiores a 80 %.

Como vantagens do emprego de sistemas de lagoas de estabilização podem ser listadas: o baixo custo de implantação do sistema, exceto se a área for muito valorizada ou se houver necessidade de substituição de solo; a operação é bastante simples, sendo bastante adequados para pequenas populações onde as companhias possuem menores recursos; o projeto é bastante simples e o terreno é reaproveitável. Como principais desvantagens podem ser listadas a exigência de áreas relativamente grandes, a presença de elevadas concentrações de algas no efluente final e a exalação de maus odores das lagoas anaeróbias.

Dois principais arranjos podem ser utilizados. O denominado sistema australiano é constituído do tratamento preliminar, seguido de lagoas anaeróbias, facultativas, sem lagoas de maturação. No sistema com lagoa facultativa primária, não se inclui lagoas anaeróbias. Com isso o sistema ocupa maior área, mas evitam-se as possibilidades de exalação de maus odores das lagoas anaeróbias. Na figura 1 são apresentados os fluxogramas dos sistemas de lagoas de estabilização mais utilizados.

Figura 1: Fluxogramas dos Sistemas de Lagoas de Estabilização. Fonte: Piveli (2006).

3.2.2 LAGOAS ANAERÓBIAS

As lagoas anaeróbias são escavações com profundidade útil na faixa de 3 a 5 metros, recebendo carga contínua de esgoto de modo a manter condições de anaerobiose. A matéria orgânica é convertida primeiramente por bactérias anaeróbias a ácidos voláteis, como o ácido acético, e depois é definitivamente oxidada a metano e gás carbônico. O nitrogênio orgânico é oxidado a nitrogênio amoniacal e o nitrato pode ser reduzido a nitrogênio molecular, N_2 gasoso. Os fosfatos orgânicos são oxidados a ortofosfatos. A geração de maus odores ocorre com a redução de sulfato a sulfeto, promovendo a liberação do gás sulfídrico, H_2S . Na figura 2 apresenta-se um esquema representativo do funcionamento de uma lagoa anaeróbia.

Figura 2: Transformações Bioquímicas em Lagoas Anaeróbias. Fonte: Piveli (2006).

No dimensionamento das lagoas anaeróbias, recomendam-se tempos de detenção hidráulicos na faixa de 3 a 6 dias, dependendo da temperatura local. A taxa de aplicação volumétrica de DBO deverá situar-se entre 0,1 e 0,4 kg DBO /m³ x dia e a taxa de aplicação superficial de DBO deverá ser superior a 1000 kg DBO / ha x dia, para que se garanta anaerobiose. Nestas condições, eficiências na remoção de DBO na faixa de 40 % a 60 % podem ser esperadas, como pode ser observado em diversas literaturas da área.

Nos projetos, deve-se garantir a distribuição uniforme das entradas e das saídas dos esgotos, dificultando-se a ocorrência de caminhos preferenciais e de zonas mortas. O rebaixo adicional do fundo da lagoa até cerca de ¼ de seu comprimento resulta em um ganho de volume para acúmulo de lodo. A inclinação dos taludes a ser estabelecida depende dos estudos geotécnicos a serem feitos preliminarmente.

3.2.3 LAGOAS FACULTATIVAS FOTOSSINTÉTICAS

As lagoas facultativas são escavações com profundidades úteis na faixa de 1,5 metros a 2,0 metros, permitindo a penetração de luz e a produção de oxigênio via fotossíntese em quase toda sua extensão. Este oxigênio é utilizado pelos microrganismos heterotróficos na decomposição de matéria orgânica. Parte dos sólidos dos esgotos se sedimenta e entra em decomposição anaeróbia no fundo da lagoa, o que a

torna facultativa. A ação de ventos sobre a superfície das lagoas também é importante para a oxigenação, o que torna desejável a manutenção de uma área livre em torno das lagoas. Na figura 3, representam-se os principais mecanismos que ocorrem nas lagoas facultativas fotossintéticas.

Figura 3: Transformações Bioquímicas em Lagoas Facultativas. Fonte: Piveli (2006).

Muitas formulações são propostas na literatura para o dimensionamento de lagoas facultativas. Porém muitas são experimentais e provenientes de regiões diferentes como Estados Unidos, Austrália e África do Sul. Tais fórmulas remetem a resultados diferentes, sendo preferível o uso de critérios com base local. Para climas tropicais, Mara (apud Jordão e Pessoa, 2005), desenvolveu uma adaptação da fórmula de Mac Garry e Pescod, sugerindo taxas de aplicação superficial específicas para lagoas facultativas primárias ou secundárias:

A taxa de aplicação superficial limite de DBO (λ_L) para Lagoas Facultativas Primárias é dada pela equação (1).

$$\lambda_L = 20 \times T - 60 \quad (1)$$

A taxa de aplicação superficial limite de DBO (λ_L) para Lagoas Facultativas Secundárias é dada pela equação (2).

$$\lambda_L = 14 \times T - 42 \quad (2)$$

Nas expressões acima, T representa a temperatura média do ar do mês mais frio do ano.

A profundidade típica das lagoas facultativas primárias é de 1,80 m, podendo-se acrescentar um rebaixo de 0,5 m no quarto inicial do comprimento para acúmulo de lodo, uma vez que neste arranjo não se incluem lagoas anaeróbias a montante. A relação comprimento/largura varia normalmente na faixa de 3/1 a 5/1, embora esses limites possam ser ultrapassados. A profundidade típica das lagoas facultativas secundárias é de 1,50 m.

3.2.4 LAGOAS DE MATURAÇÃO

As lagoas de maturação são escavações com profundidades inferiores a 1,0 m, permitindo elevados tempos de detenção dos esgotos e o decaimento dos coliformes devido à incidência da radiação ultravioleta da luz solar. Os efluentes das lagoas facultativas são mais clarificados e assim ocorre boa penetração de luz.

A baixa concentração de matéria orgânica biodegradável contribui para o decaimento por metabolismo endógeno. Promove boa nitrificação dos esgotos e pequeno aumento na remoção de DBO_5 .

Obtêm-se normalmente eficiências na remoção de coliformes fecais superiores a 99,99%, com efluentes com concentrações de coliformes fecais inferiores a 10^3 CF/100 mL.

Em áreas densamente habitadas pode ser difícil a existência de área suficiente para a implantação de lagoas de maturação. Um tempo de detenção típico é de 7 dias para a obtenção das eficiências mencionadas, devendo-se recorrer aos modelos de decaimento de coliformes e aos padrões do corpo receptor para a definição do tempo de detenção hidráulico necessário.

Na figura 4 apresenta-se um esquema representativo do funcionamento das lagoas de maturação.

Figura 4: Transformações Bioquímicas em Lagoas de Maturação. Fonte: Piveli (2006).

Sem dúvida, o principal objetivo das lagoas de maturação é o decaimento da contagem bacteriana, que pode ser interpretado matematicamente de diversas formas. O modelo mais simples para as estimativas de redução dos índices de coliformes é o de mistura completa. Porém, a consideração de ocorrência de mistura completa em uma lagoa, corresponde a uma situação idealizada e, sob o ponto de vista de hidráulica de reatores, subestima a eficiência. Considerando-se a reação de inativação de primeira ordem, tem-se, para regime hidráulico de mistura completa, apresentado na equação (3).

$$N = N_0 / (1 + k_b \times t), \text{ onde:} \quad (3)$$

N: Concentração de coliformes no efluente da lagoa;

N_0 : Concentração de coliformes no esgoto afluente à lagoa;

t: Tempo de detenção hidráulico;

k_b : Constante da velocidade de decaimento microbiano.

Um valor típico de k_b a 20°C é 2,61 d⁻¹. Para outras temperaturas tem-se a equação (4), na forma:

$$k_{bT_{0C}} = k_{b20_{0C}} \times 1,07^{(T - 20)} \quad (4)$$

Um modelo hidrodinâmico mais realista e que tem sido utilizado com mais propriedade, é o modelo de carga parcialmente dispersa, em que se considera que o escoamento ocorre segundo uma situação intermediária entre os dois extremos teóricos, mistura completa (dispersão infinita em relação ao eixo longitudinal do reator) e fluxo de pistão (dispersão zero) dado pela equação (5).

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4 \cdot a \cdot e^{\left(\frac{1}{2}\right)^d}}{(1 + a)^2 \cdot e^{\left(\frac{a}{2}\right)^d} - (1 - a)^2 \cdot e^{\left(-\frac{a}{2}\right)^d}} \quad (5)$$

Em que:

$$a = \sqrt{1 + 4 \cdot k_b \cdot t_d \cdot d} \quad (6)$$

k_b : coeficiente de decaimento, em d^{-1}

t_d : tempo de detenção hidráulica, em dias

d : fator de dispersão, adimensional

Uma das proposições para o cálculo empírico do fator de dispersão (d) foi feita por YÁNEZ (1993) dado pela equação (7).

$$d = \frac{(L / B)}{\left(-0,261 + 0,254 \cdot (L / B) + 1,014 \cdot (L / B)^2\right)} \quad (7)$$

Em que:

L : comprimento da lagoa

B : largura da lagoa

Para a remoção de DBO em lagoas facultativas têm-se proposto k_b variando entre 0,13 e 0,17 d^{-1} a 20°C, propondo-se para a correção de k_b em função da temperatura, equação (8).

$$k_{bT_{0C}} = k_{b20_{0C}} \cdot 1,035^{(T - 20)} \quad (8)$$

Para a remoção de coliformes, recomendam-se k_b variando entre 0,2 e 0,4 d^{-1} para lagoas facultativas e entre 0,3 e 0,8 d^{-1} para lagoas de maturação. Para outras

temperaturas, corrigir o valor de k_b através da equação (9) proposta por (YÁNEZ, 1993).

$$k_{bToC} = k_{b20oC} \cdot 1,07^{(T - 20)} \quad (9)$$

3.2.5 OUTRAS CARACTERÍSTICAS DOS SISTEMAS DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

No quadro 6 é apresentada uma síntese dos principais parâmetros utilizados para o projeto dos sistemas de lagoas de estabilização, válidos para as condições climáticas brasileiras.

Quadro 6: Principais Parâmetros de Projeto de Lagoas de Estabilização. Fonte:

Parâmetro de Projeto	Tipo de Lagoas		
	Anaeróbias	Facultativas Primárias	Facultativas Secundárias
Tempo de detenção (d)	3 - 6	15 - 45	10 - 30
Taxa de aplicação superficial (kgDBO ₅ /ha.d)	-	100 - 350	100 - 350
Taxa de aplicação volumétrica (kgDBO/m ³ .d)	0,10 – 0,35	-	-
Profundidade (m)	3,0 – 5,0	1,5 – 2,0	1,5 – 2,0
Área “per capita” requerida (m ² /hab.)	0,1 – 0,2	2,0 – 4,0	1,5 – 3,0

Adaptado de Von Sperling (2003).

Este quadro serve como síntese dos parâmetros apresentados individualmente para cada tipo de lagoa, para a complementação e para servir como referência, por terem sido extraídos de outra fonte bibliográfica.

Os sistemas de lagoas de estabilização têm sido amplamente utilizados na prática de tratamento de esgoto sanitário em todo o Brasil, tendo-se observado resultados satisfatórios em termos da qualidade do efluente, sempre quando o projeto é tecnicamente adequado e existe um mínimo de operação e manutenção.

Com relação aos constituintes físico-químicos dos esgotos, no quadro 7 sintetizam-se as faixas de eficiências de remoção que podem ser esperadas nas condições climáticas brasileiras, quando são aplicados os parâmetros de projeto anteriormente descritos.

QUADRO 7: Faixas de Eficiências de Remoção de Constituintes Físico-Químicos em Lagoas de Estabilização.

Parâmetro	Eficiência Típica de Remoção (%)			
	Lagoa Facultativa	Lagoa Anaeróbia + Facultativa	Lagoa Facultativa + Maturação	Lagoa Anaeróbia + Facultativa + Maturação
DBO	75 - 85	75 - 85	80 - 85	80 - 85
DQO	65 - 80	65 - 80	70 - 83	70 - 83
SST	70 - 80	70 - 80	70 - 80	70 - 80
Amônia	< 50	< 50	40 - 80	40 - 80
Nitrogênio	< 60	< 60	40 - 65	40 - 70
Fósforo	< 35	< 35	> 40	> 40

FONTE: Adaptada de Von Sperling (2003).

Apenas até as lagoas facultativas, isto é, quando não são implantadas as lagoas de maturação, os sistemas apresentam eficiências na remoção de DBO₅ ligeiramente superiores a 80%, com DBO₅ dos efluentes inferiores a 60 mg/L. A eficiência típica na remoção de coliformes fecais é de 99%, com efluentes com concentrações da ordem de 10⁵ UFC/100 mL.

A concentração de nitrogênio amoniacal pode ser superior a 15 mgN/L e a de fósforo total superior a 3 mgP/L devido aos tempos de retenção elevados, o processo é bioquimicamente estável. Porém, os efluentes das lagoas facultativas sofrem variações de qualidade devido às mudanças na direção dos ventos e conseqüências sobre o acúmulo de algas na região da saída da lagoa.

Destaca-se a baixa eficiência dos sistemas de lagoas de estabilização na remoção de nutrientes, nitrogênio e fósforo, o que é interessante sob o ponto de vista agrônomo, mas que resulta na necessidade de tratamento complementar para lançamento em águas naturais para atender os padrões preconizados na Resolução CONAMA n° 357/2005.

Com relação aos constituintes biológicos dos esgotos, no quadro 8 são apresentadas as faixas esperadas de eficiências de remoção.

Pode ser destacada a singular capacidade dos sistemas de lagoas de estabilização na remoção de contaminantes como os cistos de protozoários e ovos de helmintos, que

normalmente se apresentam na forma de partículas que atingem a faixa coloidal. O mecanismo de remoção predominante é a sedimentação, pois os cistos são compactos e possuem densidade bastante superior à da água.

Quadro 8: Faixas de Eficiências de Remoção de Organismos Patogênicos e Indicadores em Lagoas de Estabilização.

Parâmetro	Eficiência Típica de Remoção (% ou unidades log removidas) *			
	Lagoa Facultativa	Lagoa Anaeróbia + Facultativa	Lagoa Facultativa + Maturação	Lagoa Anaeróbia + Facultativa + Maturação
Coliformes	1 – 2 log	1 – 2 log	3 – 6 log	3 – 6 log
Bactérias Patogênicas	1 – 2 log	1 – 2 log	3 – 6 log	3 – 6 log
Vírus	≤ 1 log	1 log	2 – 4 log	2 – 4 log
Cistos de Protozoários	100%	100%	100%	100%
Ovos de Helmintos	100 %	100 %	100 %	100 %

* 1 log = 90%; 2 log = 99%; 3 log = 99,9%; 6 log = 99,9999%.

Fonte: Adaptada de Von Sperling (2003).

Se, por um lado, os sistemas de lagoas de estabilização são eficientes na remoção de sólidos em suspensão dos esgotos e operacionalmente simples, tendo em vista que o lodo formado se acumula e é digerido no fundo das lagoas, prescindindo da atividade cotidiana de tratamento de lodo, por outro, quando ocorrem as necessidades periódicas de remoção de lodo, tem-se um problema de grande porte. Esta atividade deverá ser adequadamente gerenciada, para que não seja admitido o acúmulo excessivo de lodo e a conseqüente queda na eficiência do processo de tratamento, bem como para que as alternativas de disposição final sejam convenientemente planejadas. Com o objetivo de subsidiar esta ação, no quadro 9 são apresentadas as características quantitativas e qualitativas dos lodos acumulados em lagoas de estabilização.

Deve ser lembrado que é essencial a presença de sistema bem operado de desarenação do esgoto.

Salientando que, de acordo com levantamento na literatura nacional e internacional realizado por Ito (apud Alem Sobrinho, in: Tsutyia, 2001), as taxas de acúmulo de lodo em lagoas determinadas em diversos estudos são extremamente discrepantes.

Quadro 9: Taxas de Acúmulo e Características dos Lodos de Lagoas de Estabilização.

Parâmetro de Projeto	Tipo de Lagoas			
	Anaeróbias	Facultativas Primárias	Facultativas Secundárias	Maturação
Taxa de acúmulo de lodo (m ³ /hab.ano)	0,02 – 0,10	0,03 – 0,09	0,03 – 0,05	-
Intervalo de remoção (anos)	< 7	> 15	> 20	> 20
Concentração de sólidos totais no lodo (% ST) *	> 10 %	> 10 %	> 10 %	> 10 %
Relação SV / ST	< 50 %	< 50 %	< 50 %	< 50 %
Concentração de coliformes no lodo (CF/gST)	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴	10 ² - 10 ⁴
Concentração de ovos de helmintos no lodo (ovos/gST)	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³	10 ¹ - 10 ³

Fonte: Adaptado de Vom Serling (2003).

Outro aspecto de grande importância relativo ao sistema de lagoas de estabilização, com capital influência no caso de lançamento em corpos hídricos naturais e relativa importância na aplicação agrícola e que ainda não foi satisfatoriamente resolvido, refere-se à presença de algas no efluente final.

A presença de algas no efluente final é indesejável por fatores estéticos e por razões de saúde, pois algumas algas apresentam toxicidade em determinadas circunstâncias. Além disso, concorre para a elevação substancial da concentração de sólidos em suspensão, promovendo estrutura para a formação de agregados contendo microrganismos e constituindo barreira contra processos de desinfecção. Sendo assim, para melhorar a qualidade do efluente, é necessária uma etapa adicional de tratamento, visando à remoção de algas, antes da descarga ou utilização agrícola.

As algas presentes nos sistemas de lagoas de estabilização têm como função a remoção de nutrientes, sendo o nitrogênio amoniacal o principal deles por ser empregado na síntese celular. De acordo com Dinges (apud Fabreti, 2005), o número de gêneros de algas de lagoas de estabilização é limitado. No geral, pertencem aos gêneros *Phyla Cyanobacteria* (algas verde azuladas, atualmente consideradas como bactérias: cianobactérias), *Chlorophyta* (algas verdes), *Euglenophyta* (os flagelados pigmentados) e *Bacillariophyta* (diatomáceas).

A presença de algas pode ser determinada indiretamente através da quantificação de clorofila a. Segundo Mara et al. (apud Von Sperling, 2002), as concentrações de clorofila a em lagoas de estabilização dependem da carga aplicada e da temperatura, situando-se normalmente na faixa de 500 a 2000 µg/L.

A Resolução N° 357 do CONAMA estabelece os seguintes limites para clorofila a em águas naturais:

- 10 µg/L para águas doces de classe 1;
- 30 µg/L para águas doces de classe 2;
- 60 µg/L para águas doces de classe 3.

De acordo com MONTEGGIA E TESSELE (2001), a separação das algas apresenta algumas dificuldades associadas:

- Ao tamanho reduzido das algas (1 a 20 µm);
- À baixa massa específica das células, reduzidas adicionalmente pela adesão de microbolhas de oxigênio produzido na respiração;
- À concentração relativamente diluída das suspensões contendo algas.

Alguns tipos de tratamento como: filtros de pedra, filtros intermitentes de areia, lagoas com macrófitas flutuantes, processos físico-químicos à base de coagulação-floculação química com separação de sólidos por sedimentação ou flotação, entre outros encontrados na literatura, são os mais recomendados para a remoção das algas em efluentes de lagoas de estabilização.

3.3 PÓS-TRATAMENTO POR PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS

Oliveira e Gonçalves (1999) sintetizaram as principais tecnologias aplicadas aos pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, com características resumidas no quadro 10.

Quadro 10: Principais Características dos Processos de Pós-Tratamento de Efluentes de Lagoas de Estabilização.

Tipo de Tratamento	Objetivo	Taxa de Aplicação (m ³ /m ² .dia)	Qualidade do Efluente (mg/L)		
			SST	DBO	DQO
Filtro de pedra Submerso	Remoção de algas	0,8	37	30	-
Filtro intermitente de areia	Remoção de algas	0,37	25	21	-
Micropeneiras	Remoção de algas	60 a 120	<30	<30	-
Microfiltração	Remoção de algas (100%) e bactérias	-	-	-	-
Lagoa terciária (maturação)	Remoção de bactérias	-	96	-	153
Escoamento superficial em gramíneas	Remoção de algas e nitrificação	0,013	5,5	3,5	-
Processo PETRO	Remoção de algas e nitrificação	-	23	-	96
Biofiltro aerado Submerso	Remoção de algas e nitrificação	45,6	31	-	85
Processo Físico – Químico	Remoção de algas e fósforo	75	30,5	-	59

FONTE: Adaptado de OLIVEIRA e GONÇALVES (1999).

Ainda segundo os autores, para a remoção de organismos patogênicos as lagoas terciárias e a microfiltração apresentam maior viabilidade. Considerando-se limites mais rigorosos para a qualidade dos efluentes, incluindo o nitrogênio como fator limitante, se destacam o processo PETRO, sistema composto por reator aeróbio/anaeróbio seguido de lagoa de estabilização, filtro percolador e decantador, bem como os biofiltros aerados e os processos físico-químicos. Para a remoção do fósforo, fator limitante no processo de eutrofização dos corpos hídricos, os processos físico-químicos são mais eficientes.

No entanto há que se destacar a preocupação em se complementar um tratamento operacionalmente simples, com as lagoas de estabilização, com tecnologias mais sofisticadas, com as anteriormente descritas. Este fato nos remete a idéia de ser preferível o abandono do sistema de lagoas quando se tem maiores restrições para o lançamento de efluentes, partindo-se diretamente para as tecnologias alternativas.

3.3.1 FUNDAMENTOS DA COAGULAÇÃO QUÍMICA

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), “coagulação química” inclui todas as reações e mecanismos envolvidos na desestabilização de partículas coloidais e na formação de partículas maiores através da floculação pericinetica. As partículas coloidais em meio aquoso possuem cargas superficiais predominantemente eletronegativas, atraindo cargas positivas presentes na fase líquida, formando assim a dupla camada elétrica, de acordo com a tradicional teoria de Stern, amplamente divulgada na literatura. As forças de difusão e de atração eletrostática dispersam as cargas ao redor de cada partícula formando a camada difusa. Na figura 5, apresenta-se a configuração de uma partícula coloidal.

Quando ocorre a interação entre duas partículas coloidais, devido ao Movimento Browniano que as mantém em constante movimento, atuam sobre elas forças de atração (Forças de Van der Waals) e forças de repulsão, produzindo uma barreira de energia (Potencial) que impede a agregação entre as partículas e, conseqüentemente, a formação de flocos. Na parte inferior do gráfico da figura 5 (força versus distância) as forças de atração e repulsão são representadas respectivamente pelas forças de Van der Waals e pelo Potencial Zeta, valor da força de repulsão no plano de cisalhamento (plano limitante das cargas que migram conjuntamente com a partícula). A força resultante normalmente é de repulsão, constituindo uma barreira energética. A coagulação é qualquer processo de superação dessas barreiras de repulsão, fazendo com que as forças de atração predominem, permitindo a agregação entre as partículas coloidais. No processo químico, adiciona-se um coagulante sob gradiente de velocidade elevado para desestabilizar os colóides e permitir o processo de formação de flocos.

Figura 5: Esquema de uma Partícula Coloidal.
Fontes: CAMPOS (1972), VIANNA (1992).

Segundo Campos (1972), são conhecidos quatro mecanismos de coagulação:

- Compressão da dupla camada: supondo que as partículas presentes em um determinado meio aquoso possuem carga negativa, quando eletrólitos são adicionados a este meio ocorre um aumento da densidade das cargas ao redor da partícula diminuindo assim a dupla camada. Este mecanismo não representa realmente a desestabilização de partículas coloidais, pois só considera a interação entre o coagulante e a partícula coloidal, desprezando os efeitos entre o coagulante e o solvente, bem como da partícula coloidal e o solvente.
- Adsorção-neutralização: consiste na formação de espécies hidrolisadas solúveis e insolúveis com cargas opostas capazes de neutralizar e adsorver na superfície das partículas coloidais, permitindo a coagulação.

- Varredura: com adição de uma quantidade de coagulante suficiente para tornar o meio líquido supersaturado, ocorre a formação de hidróxidos metálicos que durante a precipitação formam flocos que capturam as partículas coloidais.
- Pontes interparticulares: geralmente este mecanismo ocorre quando se adiciona compostos orgânicos sintéticos ou naturais (polieletrólitos), que possuem sítios ionizáveis ao longo da cadeia, que estabilizam as partículas coloidais.

As dosagens de coagulante no processo de coagulação de águas de abastecimento e de efluentes, normalmente são maiores do que as exigidas para produzir os complexos de hidróxidos metálicos positivos necessários. Os complexos em excesso continuam reagindo, até que formem um hidróxido metálico insolúvel $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$, e a solução será supersaturada com o hidróxido. Na formação do hidróxido metálico, os colóides negativos são agregados com o precipitado. Este mecanismo de coagulação é chamado de varredura (REYNOLDS & RICHARDS, 1996).

Em sistemas de tratamento de efluentes, este é o mecanismo de coagulação predominante.

Segundo Amirtharajah e O'Melia (1990) o processo de coagulação é influenciado principalmente pela dosagem de coagulante, pH do meio, concentração das partículas coloidais, quantificada através da cor e turbidez, presença de cátions e ânions na solução, gradiente de velocidade utilizado na agitação do processo, potencial zeta, temperatura e tempo de contato do produto químico.

Na coagulação de efluentes domésticos com sais de ferro ou de alumínio, a mistura rápida deve ter um tempo de detenção de 1 a 2 minutos. Embora o esgoto bruto tenha maior facilidade para formar flocos do que as águas naturais para abastecimento são necessárias altas dosagens de coagulante e um tempo de mistura rápida maior, devido à alta concentração de sólidos em suspensão. O gradiente de velocidade usual situa-se em torno de 300 s^{-1} , pois os flocos formados são pouco resistentes ao cisalhamento. Gradientes de mistura elevados demais podem causar a ruptura dos flocos em partículas menores, exigindo assim maior dosagem de coagulante e maior tempo de detenção na etapa de floculação (EPA apud Reynolds & Richards, 1996).

Os tipos de coagulantes mais utilizados no processo de coagulação de efluentes são os sais metálicos e polieletrólitos:

- Sulfato de Alumínio: $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$: É um material gerado a partir da bauxita, que juntamente com o Ácido Sulfúrico forma um produto químico que é usado como coagulante;
- Sulfato Ferroso, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$: é um sal de ferro de baixo custo produzido nas indústrias de aço;
- Sulfato Férrico, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$: pode ser fornecido sólido ou líquido, é produzido a partir do Sulfato Ferroso Hidratado;
- Cloreto Férrico, FeCl_3 : é produzido pela oxidação do Óxido ferroso com o Ácido Clorídrico usualmente fornecido na forma líquida;
- Cal virgem, CaO , ou hidratada, $\text{Ca}(\text{OH})_2$: é muito usada pelo baixo custo e por causar menor problema no desaguamento do lodo. É um produto químico auxiliar para o ajuste de pH e
- Polieletrólitos: São classificados de acordo com suas características iônicas: catiônicos (cargas positivas), aniônicos (cargas negativas) e também aqueles que possuem grupos de com cargas positivas e negativas. Ainda podem ser de origem natural ou sintética. Na maioria das vezes os polieletrólitos usados no tratamento de águas e esgotos são compostos orgânicos sintéticos (REYNOLDS & RICHARDS, 1996).

3.3.2 FUNDAMENTOS DA FLOCULAÇÃO QUÍMICA

A floculação é o segundo estágio do processo físico-químico, onde as partículas coloidais desestabilizadas são colocadas em contato para que ocorra a formação de flocos. Esta unidade deve ser de mistura lenta, a fim de favorecer a agregação das partículas e evitar a ruptura dos flocos formados. A floculação é um processo em que as partículas coloidais são colocadas em contato umas com as outras, de modo a promover o aumento do tamanho via choque, alterando, conseqüentemente, a distribuição granulométrica.

No processo de agregação entre as partículas deve haver mistura suficiente para que ocorra a colisão entre elas permitindo a formação do floco. Porém, o excesso de agitação, seja no tempo ou no gradiente de velocidade, pode causar a ruptura dos flocos, com prejuízo para a eficiência do processo.

A floculação de efluentes domésticos é mais simples do que a floculação no tratamento de águas para abastecimento, pois a concentração de sólidos é maior, o que facilita o contato entre as partículas e favorece a formação dos flocos. Segundo a EPA, apud Reynolds e Richards (1996), para a floculação mecanizada, o tempo de detenção usual está em torno de 15 minutos e o gradiente de velocidade entre 20 e 75 s⁻¹.

A colisão entre partículas em suspensão pode ocorrer devido a três mecanismos de transporte distintos:

- Floculação Pericínética: O choque entre as partículas ocorre devido à energia térmica da água que mantém suas moléculas em constante movimento (Movimento Browniano), permitindo assim o contato entre as partículas e, conseqüentemente, a formação dos flocos.
- Floculação Ortocinética: O contato entre as partículas é favorecido pela presença de um gradiente de velocidade imposto, que mantém o fluido em movimento.
- Floculação por Sedimentação diferencial: Partículas coloidais de características distintas (diâmetro, peso entre outras) sob ação da gravidade tendem a sedimentar com velocidades diferentes, podendo colidir umas com as outras.

A floculação, precedendo ao processo de sedimentação, requer maior tempo, para que sejam formados flocos grandes, e menor gradiente de velocidade, para evitar a ruptura dos flocos. Assim para a posterior separação de sólidos por flotação, os flocos devem ser menores e estarem presentes em maior número, com maior área superficial e permitindo assim maior contato com as bolhas de ar, ou seja, requer menor tempo de contato e gradientes de velocidades maiores.

3.3.3 FUNDAMENTOS DA SEDIMENTAÇÃO

A sedimentação é definida como um processo de separação de fases (sólido - líquido) que tem como força propulsora a ação da gravidade (FERREIRA FILHO, 2004). A operação unitária de sedimentação pode ser classificada em quatro tipos:

Tipo I - Sedimentação de partículas discretas: é a sedimentação de partículas individualmente, sem interações entre partículas. É válida a Lei de Stokes, podendo-se obter a velocidade de sedimentação a partir do equilíbrio entre as forças atuantes sobre a partícula. O tamanho das partículas e a velocidade de sedimentação permanecem constantes ao longo da profundidade do decantador. É o fenômeno predominante em caixas de retenção de areia.

Tipo II - Sedimentação floculenta: A concentração de partículas coloidais em suspensão é maior e durante o processo ocorrem colisões formando agregados, com velocidade de sedimentação crescente ao longo da profundidade do tanque. Deste caso em diante, não é mais válida a Lei de Stokes, devendo-se abordar o fenômeno experimentalmente, por meio de ensaios em coluna de sedimentação. É o tipo de sedimentação que predomina na em decantadores primários de estações de tratamento de esgotos.

Tipo III - Sedimentação por zona: conhecida também como sedimentação “impedida”. A interação entre partículas é muito significativa, devido à alta concentração de sólidos no meio e as mesmas tendem a sedimentar em bloco, podendo-se observar o deslocamento da interface lodo sedimentado / líquido sobrenadante ao longo do tempo. A velocidade de sedimentação diminui com a profundidade, tendo em vista que a concentração de sólidos aumenta em direção ao fundo do decantador, ficando cada vez mais difícil para a saída de água em contracorrente. É o tipo de sedimentação predominante em decantadores secundários de estações de tratamento de esgotos.

Tipo IV - Sedimentação por compressão: quando a concentração de sólidos é muito elevada, a sedimentação pode ocorrer apenas por compressão da estrutura das partículas. Isto acontece devido ao peso das partículas, com isso parte da água é removida da matriz dos flocos diminuindo o seu volume. É o tipo predominante em adensadores de lodo.

As principais variáveis de controle de um decantador são a taxa de escoamento superficial, o tempo de retenção hidráulica. Os decantadores podem ser classificados como convencionais ou de alta taxa (lamelares). Os decantadores lamelares possuem dispositivos em seu interior, como placas paralelas, módulos tubulares ou “colméias” que funcionam como se fossem fundos múltiplos, de forma que, para uma mesma taxa de escoamento superficial, a área ocupada pelo decantador lamelar é substancialmente inferior à ocupada pelo decantador convencional. No quadro 11 são apresentadas as principais características dos decantadores.

Quadro 11: Características dos Decantadores.

CARACTERÍSTICAS	DECANTADOR CONVENCIONAL	DECANTADOR DE ALTA TAXA
Taxa de escoamento superficial	20 a 60 m ³ /m ² .dia	20 a 60 m ³ /m ² .dia
Altura do decantador	3 a 5 m	4 a 6 m
Relação L/B	> 4	> 2
Taxa de escoamento linear (vertedor)	< 1,8 L/m.s	< 1,8 L/m.s

Fonte: FERREIRA FILHO (1996).

3.3.4 FUNDAMENTOS DA FLOTAÇÃO COM AR DISSOLVIDO

A flotação é um processo que envolve três fases: sólida, líquida e gasosa. E pode ser definida como sendo um processo de separação de partículas sólidas ou líquidas (óleo, por exemplo) de uma fase líquida através da utilização de bolhas de gás, normalmente o ar. Tais bolhas, aderindo à superfície das partículas, aumentam seu empuxo, provocando assim a ascensão das mesmas em direção à superfície da fase líquida, onde são devidamente coletadas após atingirem concentração adequada.

As diferentes modalidades da flotação podem ser classificadas em três grandes grupos:

- Flotação eletrolítica ou eletroflotação: é o processo utilizado para tratamento de efluentes radiativos, despejos com tintas e emulsões de pintura, no qual a obtenção das bolhas de H₂ e O₂ é feita por eletrólise da água (AISSE et al, 2001).

- Flotação por ar disperso ou por ar induzido: neste sistema as bolhas de ar são introduzidas diretamente na fase líquida através da agitação do líquido, à pressão atmosférica. As bolhas de ar que se formam possuem dimensões geralmente grandes, na faixa de 0,3 a 2,0 mm de diâmetro.
- Flotação por ar dissolvido: as bolhas de ar introduzidas neste sistema são produzidas pela supersaturação de ar no líquido em uma câmara pressurizada, este líquido saturado de ar quando submetido à pressão atmosférica libera microbolhas que aderem à superfície do floco e o arrastam para a superfície do líquido.

Um sistema de flotação por ar dissolvido é composto por uma câmara de saturação de ar e por um tanque de flotação. Como a solubilidade do ar na água decresce com o aumento da concentração de sólidos, é comum o emprego do chamado sistema com recirculação em que, ao invés de se pressurizar o ar no próprio efluente a ser tratado, ele é dissolvido no efluente final, após a flotação e recirculado para a entrada da câmara de flotação, misturando-se com o fluxo do efluente da coagulação e floculação. No quadro 12 são apresentados dados de orientação para o projeto de sistemas de flotação com ar dissolvido.

Quadro 12: Parâmetros de Projeto de Sistemas de Flotação com Ar Dissolvido.

PARÂMETROS	FAIXA DE VARIAÇÃO
Pressão de saturação de ar	3 a 6 Kgf/cm ²
Razão de recirculação	15 a 120%
Taxa de escoamento superficial	12 a 230 m ³ /m ² . dia
Relação ar/sólidos	0,005 a 0,100 kg ar/ Kg SS

Fonte: METCALF & EDDY (2003).

3.3.5 TRATAMENTO FÍSICO – QUÍMICO APLICADO AOS EFLUENTES DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Shindala e Stewart (1971) estudaram, nos Estados Unidos, o pós-tratamento de efluentes de lagoas facultativas por processo físico, testando diversas dosagens de

Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico e Sulfato Férrico em escala de laboratório (aparelho de Jar Test). Usando como critérios a remoção mínima de 70% de DQO e 90% de fosfato, encontraram a dosagem ótima de 85 mg/L para o Sulfato de Alumínio, 85 mg/L para o Cloreto Férrico e 125 mg/L para o Sulfato Férrico. Neste estudo o pH ótimo para o Sulfato de Alumínio foi 5,5 e, pra o Cloreto Férrico, 4,8. Os coagulantes à base de sais de ferro foram descartados devido ao custo e ao fato de ter ocorrido desenvolvimento de cor no efluente tratado. Resultados de DQO da ordem de 30mg/L e de fosfato da ordem de 1,2 mgPO₄⁻³/L, além da redução média do índice de coliformes para 5.000 coliformes/100mL. Na maioria dos ensaios, a velocidade de sedimentação demonstrou-se elevada e a remoção de algas foi substancial. Chegaram a desenvolver um modelo de concentração de fósforo em função da dosagem de Sulfato de Alumínio.

Balmér e Vik (1971) pesquisaram o emprego do tratamento físico-químico com Sulfato de Alumínio associado a lagoas de estabilização, em escala piloto e real durante três anos na Noruega. Aplicaram o sulfato em etapa anterior às lagoas, constituindo o chamado tratamento primário quimicamente assistido, aos esgotos á entrada da lagoa e à saída, por meio de um sistema piloto de pós-tratamento físico-químico com separação de sólidos por decantador convencional. Obtiveram bons resultados nas três situações, tanto em condições de inverno quanto de verão. Na aplicação do processo físico-químico como pós-tratamento, foram obtidas concentrações de DQO na faixa de 64 a 84 mg/L, fósforo total na faixa de 0,41 a 0,47 mgP/L e sólidos em suspensão em torno de 20mg/L. Na saída das lagoas facultativas, isto é, na entrada do tratamento com Sulfato de Alumínio, os esgotos possuíam DQO média de 180 mg/L, fósforo total de 4,7 mg/L e sólidos em suspensão de 70 mg/L. Durante os estudos, a dosagem de Sulfato de Alumínio variou de 130 a 175 mg/L.

Penetra (1998), utilizando a flotação como pós-tratamento de efluente de Reator UASB, demonstrou ser possível atingir concentrações de fósforo total abaixo de 1 mg P/L com dosagens de 20 a 40 mg Fe/L.

Rocha et al. (1999) realizaram estudo em escala de bancada (Aparelho de Jar Test) com efluente de um sistema constituído de lagoa anaeróbia seguido de lagoa facultativa tratando esgoto com 4,4 mgP/L. Utilizou-se 60 mg/L de Policloreto de Alumínio e mistura de sais de Ferro (34% FeCl₃ / 0,5% FeCl₂), e foram obtidas as concentrações residuais de 0,9 mgP/L e 0,8 mgP/L, respectivamente. O tratamento físico-químico foi aplicado aos efluentes de duas ETEs distintas, ETE Jardim Camburi, composta por lagoa aeróbia facultativa seguida de duas facultativas e a ETE Maringá,

composta por lagoa anaeróbia seguida de facultativa. Os resultados mostraram que para a ETE Jardim Camburi, doses de 40 mg/L de W8044 (policloreto de alumínio), W8049 (mistura de sais de ferro) e 60 mg/L de coagulante regenerado de lodo de ETA são suficientes para atingir valores de DQO menor que 90mg/L, SST menor que 30 mg/L e P total menor que 1 mg/L. Na ETE Maringá essas doses se elevaram para 60 mg/L para os três coagulantes. A explicação foi a diferença entre as características de cada efluente, a ETE Maringá possui maior quantidade de sólidos em suspensão em seu efluente do que na ETE Jardim Camburi e, de acordo com a literatura, quanto maior a concentração de sólidos, maior é o consumo de coagulante para que se obtenha uma boa eficiência na remoção de fósforo e matéria orgânica.

Segundo Friedman et al. (apud Rocha et al. 1999), a maior vantagem da flotação frente à decantação está na menor dimensão do tanque separador uma vez que seu tempo de residência necessário situa-se entre 7 e 20 min. Entretanto, a decantação não exige o uso de equipamentos de injeção de ar, tornando o sistema mais simples no que diz respeito à operação e manutenção.

Segundo Athayde et al. (2000), a principal forma de remoção de fósforo em lagoas de estabilização é a precipitação de ortofosfato com íons de cálcio formando hidroxi-apatita em condições de altos valores de pH. Quantidades apreciáveis de ortofosfato solúvel também são removidas através da assimilação pela biomassa de algas existente em lagoas de estabilização. Porém, na maioria dos casos, as lagoas de estabilização implantadas são compostas por uma lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa e pH não é suficientemente elevado para que ocorra a precipitação do fósforo e a quantidade de ortofosfato solúvel assimilada na biomassa das algas acaba saindo juntamente com o efluente. Portanto, não é possível obter uma boa remoção de fósforo nestes sistemas compostos de lagoas de estabilização.

Silva, Oliveira E Gonçalves (2001), utilizaram uma dosagem de 80 mg/L de Cloreto Férrico ($27,5 \text{ mg Fe}^{+3} / \text{L}$), em unidade de tratamento físico-químico (coagulação/floculação em meio granular e decantação lamelar) implantada dentro de uma lagoa facultativa. Relataram que foi possível alcançar concentrações médias finais de SST e DQO em torno de 20 mg/L e 57 mg/L, respectivamente. A concentração de P-total reduziu-se a 0,5 mgP/L.

Monteggia e Tessele (2001) realizaram experimentos aplicando processo físico-químico, com separação de sólidos por flotação por ar dissolvido, em efluente de lagoa de alta taxa, visando a remoção de algas numa primeira fase e a remoção de fósforo na

segunda. Na primeira fase, utilizou-se polímero catiônico em concentração variando entre 1 e 40 mg/L, sendo que os melhores valores considerados foram 3, 5 e 10 mg/L. Partindo de valores de clorofila a na lagoa de 23,53 µg/L, obtiveram-se, após a flotação, 3,47µg/L, 1,66µg/L e 0,85µg/L, respectivamente. Na segunda fase, a remoção de fósforo do efluente da lagoa só foi possível mediante emprego de coagulante inorgânico (FeCl_3), a partir de 10 mg/L de Fe^{+3} . O pH foi ajustado com NaOH para valores em torno de 5,3, onde ocorre a menor solubilidade do FePO_4 .

Em estudo paralelo, esses autores concluíram que a separação por sedimentação dos agregados formados (ou de partículas finas contendo fosfatos adsorvidos) requer elevado tempo de detenção e, por conseqüência, maior área superficial e maior custo de implantação. Além disso, o lodo gerado possui elevado teor de água com relação ao obtido por flotação, o que implica em dificuldades no gerenciamento posterior (tratamento ou disposição). Concluíram também que a remoção de algas e material coloidal pode ser realizada via flotação com microbolhas, com ou sem uso de flocculantes.

Observam ainda que a separação do tratamento em duas fases leva a uma situação específica. Na segunda etapa, aplicando-se uma concentração relativamente baixa de Fe^{+3} , os flocos possuíam tamanho pequeno, tornando a separação por sedimentação muito lenta. Entre os métodos de separação testados, a flotação mostrou-se mais adequada. Nos ensaios de sedimentação foi observada a presença de flocos que permaneceram em suspensão e flutuando na interface líquido/ar. Isto ocorre pelo fato de que bolhas de gás, proveniente do metabolismo das algas (O_2 e CO_2) ficam aderidas aos flocos, tornando sua densidade aparente baixa. Na flotação, ocorre o contrário e o resultado é um efluente bastante clarificado e um lodo mais adensado. Como na flotação não há necessidade de flocos muito grandes, a dosagem de polímero pode ser reduzida, consistindo uma vantagem adicional.

Segundo Aisse et al. (2001) em Brasília, na CAESB, foram feitos experimentos utilizando FAD (Flotação por ar dissolvido) como pós-tratamento de UASB, em condições operacionais adequadas (taxa de aplicação na flotação de 8,1 m³/m² dia, recirculação na faixa de 10 a 20% e dosagens de Sulfato de Alumínio entre 160 e 140 mg/L. Obteve-se elevada eficiência, com remoção de 79% de turbidez, 73% de DQO, 74% de SST e 99% de PO_4 filtrado, produzindo um efluente com 7 UNT de turbidez, 77 mg/L de DQO, 16 mg/L de SST e 0,25 mg/L de PO_4 filtrado.

Em trabalho realizado na Austrália, Buisine e Oemcke (2003), verificaram a influência do clima, estudando diferentes regiões, no aparecimento de determinadas espécies de algas no efluente de lagoas de estabilização, que contribuíram para o aumento da turbidez do efluente, que chegou a atingir valores entre 200 UNT e 320 UNT. Este problema só foi amenizado com altas dosagens de Sulfato de Alumínio aplicadas ao processo físico-químico. Em testes feitos em escala de laboratório (Jar Test) e mostraram que com dosagens entre 300 e 400 mg / L (como $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$), ou seja, entre 24 e 32 mg Al^{+3}/L , foi possível atingir valores de turbidez próximos de 12 UNT.

Utilizando o processo físico-químico (coagulação / floculação / sedimentação lamelar) como pós-tratamento de efluente de Reator UASB, Yoshida (2005), concluiu que a melhor faixa para o funcionamento do processo com relação à remoção de fósforo total ficou entre as dosagens cuja relação Ferro/Fósforo total de entrada variou de 1,2 a 2,8 com eficiência média de remoção de 90%, com desvio padrão de 7% produzindo um efluente com média de 0,46 mg P/L. As dosagens de ferro adotadas variaram de 10 a 20 mg Fe/L.

3.4 NECESSIDADE DE DESINFECÇÃO

De acordo com USEPA (1986) geralmente a desinfecção é considerada como um processo unitário benéfico e requerido por muitas aplicações. Considera que a desinfecção é necessária para reduzir a transmissão de doenças infecciosas quando o contato humano é possível. Cita que o cloro foi no passado utilizado quase que universalmente na desinfecção de esgotos domésticos, mas que, entretanto, recentes estudos indicam que o cloro e seus subprodutos podem ser tóxicos para a vida aquática.

Segundo Campos (1993) “O Brasil necessita urgentemente de medidas que eliminem a proliferação de doenças de veiculação hídrica,... . A desinfecção de esgotos e de água para consumo humano é tecnologia relativamente barata face aos benefícios decorrentes.”

Blatchey III et al (1997) afirmam que a desinfecção é praticada com o objetivo de prover proteção aos humanos contra a exposição a microrganismos aquáticos patogênicos.

El-Rehaili (1995) afirma que a desinfecção dos esgotos é geralmente considerada uma importante etapa de tratamento por ser a última barreira de proteção dos corpos receptores contra os organismos patogênicos.

Acher et al (1997) definem desinfecção como uma operação química unitária no processo de tratamento da água, cujo objetivo é a inativação dos microrganismos patogênicos com a finalidade de minimizar os riscos de doenças de veiculação hídrica. Afirmam que a desinfecção de efluentes domésticos tratados é obrigatória antes de sua utilização em irrigação de culturas, recarga de aquíferos através de infiltração ou anteriormente a sua disposição no solo ou em grandes corpos hídricos.

“O objetivo principal da desinfecção é sem dúvida a proteção da saúde pública, de acordo com os possíveis usos da água. O objetivo da desinfecção não é exterminar completamente a presença de microrganismos, como se pratica na esterilização na medicina, mas a inativação seletiva de organismos patogênicos.” (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

Gómez et al (2006) citam que a operação segura de sistemas de reuso depende da desinfecção adequada do esgoto.

Rebhun et al (1997) citam que a cloração de efluentes tratados é praticada em diversas partes do mundo sendo particularmente importante em plantas que incluem esquemas de recuperação ou reuso, como por exemplo, de irrigação.

A legislação Brasileira através da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, nº 357/2005 traz os limites de concentração de coliformes termotolerantes em corpos hídricos naturais, conforme os quadros 13, 14 e 15.

No quadro 14 são apresentadas as densidades limites para coliformes termotolerantes para águas salinas (salinidade superior a 30 ‰), segundo a Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.

No quadro 15 são apresentadas as densidades limites para coliformes termotolerantes para águas salobras (salinidade superior a 0,5 ‰ e inferior a 30 ‰), segundo a Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.

Quadro 13: Limites para Coliformes Termotolerantes Para Águas Doces.

Classe	Usos	Coli Termotolerantes (NMP/100mL) ^(b)
Especial	Consumo humano, com desinfecção	-
	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	
	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	
1	Consumo humano, após tratamento simplificado	200
	Proteção das comunidades aquáticas	
	Recreação de contato primário ^(a)	
	Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película	
2	Consumo humano, após tratamento convencional	1.000
	Proteção das comunidades aquáticas	
	Recreação de contato primário ^(a)	
	Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto	
	Aqüicultura e atividade de pesca	
3	Consumo humano, após tratamento convencional ou avançado	4.000
	Pesca amadora	
	Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
	Dessedentação de animais	2.500
	Recreação de contato secundário	
	Dessedentação de animais criados confinados	
4	Navegação	-
	Harmonia paisagística	

(a) Natação, esqui aquático e mergulho, limite de coliformes conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000 (b) Em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

Fonte: Resolução CONAMA n° 357 de 2.005.

Quadro 14: Limites para Coliformes Termotolerantes para Águas Salinas.

Classe	Usos	Coli Termotolerantes (NMP/100mL) ^(b)
Especial	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	-
	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	
1	Proteção das comunidades aquáticas	1.000
	Recreação de contato primário ^(a)	
	Aqüicultura e atividade de pesca ^(c)	
2	Pesca amadora	2.500
	Recreação de contato secundário ^(a)	
3	Navegação	4.000
	Harmonia paisagística	

(a) Limites de coliformes conforme Resolução CONAMA n° 274, de 2000.

(b) Em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

(c) Para o cultivo de moluscos bivalves destinados à alimentação humana, a média geométrica da densidade de coliformes termotolerantes, de um mínimo de 15 amostras coletadas no mesmo local, não deverá exceder 43 por 100 mililitros, e o percentil 90% não deverá ultrapassar 88 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Esses índices deverão ser mantidos em monitoramento anual com um mínimo de 5 amostras.

Fonte: Resolução CONAMA n° 357 de 2.005.

Quadro 15: Limites para Coliformes Termotolerantes para Águas Salobras.

Classe	Usos	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL) ^(b)
Especial	Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	-
	Preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral	
1	Proteção das comunidades aquáticas	1.000
	Recreação de contato primário ^(a)	
	Aqüicultura e atividade de pesca ^(c)	
	Consumo humano após tratamento convencional ou avançado	
	Irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película, e irrigação de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto	200
2	Pesca amadora	2.500
	Recreação de contato secundário ^(a)	
3	Navegação	4.000
	Harmonia paisagística	

(a) Limites de coliformes conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000.

(b) Em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

(c) Para o cultivo de moluscos bivalves destinados à alimentação humana, a média geométrica da densidade de coliformes termotolerantes, de um mínimo de 15 amostras coletadas no mesmo local, não deverá exceder 43 por 100 mililitros, e o percentil 90% não deverá ultrapassar 88 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Esses índices deverão ser mantidos em monitoramento anual com um mínimo de 5 amostras.

Fonte: Resolução CONAMA nº 357 de 2.005.

Ao se considerar as concentrações médias de coliformes termotolerantes nos efluentes tratados de diversos tipos de sistemas de tratamento apresentadas por Bastos (2003), e considerando também que na maior parte do país os corpos hídricos receptores dos esgotos tratados possuem reduzida vazão, e consequentemente, reduzida capacidade de diluição, fica evidenciada a necessidade de desinfecção para fins de cumprimento da legislação, e não apenas para atender aos aspectos de saúde pública. O quadro 16 apresenta as concentrações típicas de diversos organismos patogênicos em efluentes finais para diversas tecnologias de tratamento de esgotos.

Quadro 16: Densidades Típicas de Coliformes Termotolerantes e de Ovos de Helmintos no Efluente dos Diversos Sistemas de Tratamento.

Sistema de Tratamento	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	Ovos de Helmintos ≤ 1 ovo/L
Lodos ativados com aeração prolongada	1×10^6	Não
Lodos ativados – demais variantes	1×10^7	Não
Lodos ativados com filtração terciária	1×10^3	Não
Filtros biológicos aeróbios – todas as modalidades	1×10^7	Não
Lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação	1×10^6	Não
Reatores UASB – sem tratamento complementar	1×10^7	Não
Reatores UASB + lodos ativados ou filtros biológicos	1×10^6	Não
Reatores UASB seguidos de lagoas de maturação	1×10^3	Sim
Fossa séptica seguida de filtro anaeróbio	1×10^6	Não
Lagoas facultativas primárias	1×10^6	Sim
Lagoas anaeróbias seguidas de lagoas facultativas	1×10^5	Sim
Lagoas facultativas seguidas de lagoas de maturação	1×10^3	Sim
Escoamento superficial no terreno	1×10^6	Sim
Infiltração rápida no terreno	1×10^4	Sim
Infiltração lenta no terreno	1×10^3	Sim
Terras úmidas construídas (wetlands)	1×10^5	Sim

Fonte: Adaptado de BASTOS (2003).

A Organização Mundial da Saúde – OMS recomenda qualidade microbiológica em efluentes de estações de tratamento de esgoto para uso agrícola, segundo o quadro 17.

Quadro 17: Recomendações da Organização Mundial da Saúde Relativas à Qualidade Microbiológica de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto Para uso Agrícola ^(a).

Categoria	Condições de reuso	Grupo exposto	Ovos de Helmintos/L ^(b) (média aritmética)	CF/100mL ^(c) (média geométrica)
A	Irrigações de culturas que são ingeridas cruas, campos de esportes e parques públicos ^(d)	Trabalhadores, consumidores, público	≤ 1	≤ 1.000 ^(d)
B	Irrigação de culturas não ingeridas cruas, como cereais para a indústria, pastos, forragens e árvores ^(e)	Trabalhadores	≤ 1	Não se recomenda
C	Irrigações de culturas da categoria B, se o público e os trabalhadores não ficam expostos	Nenhum	Não se aplica	Não se aplica

a) Em casos específicos, de acordo com fatores ambientais, epidemiológicos, locais e sócio-culturais, devem ser consideradas modificações das recomendações; b) espécies dos nematóides: *Ascaris*, *Trichuris*, *Necator americanus* e *Ancilostoma duodenale*; c) durante o período de irrigação; d) recomendações mais rigorosas devem ser recomendadas (CF $\leq 200/100\text{mL}$) para gramados públicos com os quais o público tem contato direto; e) em caso de árvores frutíferas a irrigação deve ser suspensa duas semanas antes da colheita, sem que sejam apanhadas do chão.

Fonte: OMS (1989).

3.5 TECNOLOGIAS DE DESINFECÇÃO

Campos (1993) citou que os processos biológicos mais utilizados para o tratamento de esgotos não apresentam elevadas eficiências de remoção de coliformes, inserindo que a existência de plantas de tratamento com a finalidade de remover matéria orgânica não é suficiente para se ter efluentes com qualidade microbiológica adequada. Cita que não são todos os países que se utilizam intensamente da desinfecção de esgotos e que os agentes mais empregados para este fim são o cloro, hipoclorito de sódio ou cálcio, dióxido de cloro, cloraminas, ozônio, radiação ultravioleta, lagoas de estabilização e disposição no solo. Menciona que a desinfecção com cloro é simples e de custo pequeno, mas seu uso tem recebido ressalvas á partir da constatação da possibilidade de formação de subprodutos tóxicos, e que também se atribui ao uso do cloro a geração de sérios problemas à biota dos corpos receptores. A redução do nitrogênio amoniacal com uso de cloro também resulta em formação de subprodutos danosos à vida aquática.

Acher et al (1997) citaram que os oxidantes mais utilizados para a desinfecção de esgotos domésticos são o cloro gás (Cl_2), hipocloritos (ClO^-), cloraminas (RNHCl),

dióxido de cloro (ClO_2), bromo (Br_2) e ozônio (O_3) e que a eficácia de cada desinfetante decresce na seguinte ordem:

Porém, a seleção do agente desinfetante é muito mais complexa, pois as propriedades germicidas são dependentes de outros fatores relacionados aos parâmetros de qualidade das águas, os quais causam influências nos processos de desinfecção. Os fatores que possuem mais influência sobre a eficiência dos agentes desinfetantes são: sólidos suspensos, material oxidável orgânico e inorgânico, oxigênio dissolvido, pH, temperatura etc.

Além dos agentes químicos podem ser utilizados para fins de desinfecção agentes físicos, como a radiação ultravioleta, o calor e as tecnologias de filtração por membranas.

Os produtos químicos ou agentes desinfetantes mais utilizados no Brasil são o cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio, ozônio e radiação ultravioleta, tanto na desinfecção de água de abastecimento quanto de efluentes domésticos e industriais tratados.

Daniel (2000) discorreu sobre diversas tecnologias de desinfecção, suas vantagens e limitações. Citou que o cloro é o mais utilizado no país pelas questões de custo e domínio da tecnologia, mas que é desfavorável ao uso em esgoto residual por ser tóxico à biota do corpo receptor, além da formação de trihalometanos e outros halogenados orgânicos, tóxicos e possivelmente carcinogênicos. Sobre o dióxido de cloro, apresentou como principal vantagem em seu uso no esgoto o fato de não manter residual desinfetante, e que a reação do dióxido de cloro com a matéria orgânica não forma THMs. O principal problema associado ao seu uso é relacionado ao íon clorito, que pode causar problemas como a metaemoglobinemia, dentre outros. Sobre o uso do ozônio em desinfecção de esgotos citou que a principal vantagem está na ausência de residuais e na possibilidade de uso como redutor do potencial de formação dos trihalometanos. Sobre o uso do ácido peracético apresentou estudo de aplicação com boas eficiências de remoção de colífagos e coliformes totais e fecais, porém ensaios de toxicidade com os efluentes desinfetados apresentaram elevada toxicidade para *Daphnia similis*, *Brachydario rerio* e *Photobacterium phosphorium*. A radiação ultravioleta é um método de desinfecção tecnicamente viável que não exige a aplicação de produtos químicos no efluente, resultando em poucas alterações na matéria orgânica, sem estas serem prejudiciais à saúde humana e ao meio-ambiente.

Snowden-Swan et al (1998) em estudo realizado para as forças armadas norte-americanas realizaram comparativo, apresentado no quadro 18, entre diversas tecnologias de desinfecção para esgotos.

Quadro 18: Comparação entre as capacidades de desinfecção de diversas tecnologias.

Tecnologia							
Capacidade de Desinfecção:	Cl ₂	NaOCl	Ca(OCl) ₂	ClO ₂	Cloraminas	O ₃	UV
Bactérias	Boa	Boa	Boa	Boa	Ruim	Muito boa	Muito boa
Vírus	Ruim	Ruim	Ruim	Boa	Ruim	Muito boa	Excelente
Cistos	Ruim	Ruim	Ruim	Excelente	Ruim	Boa	Sem efeito

Fonte: Adaptado de SNOWDEN-SWAN et al (1998).

Lapolli et al (2005) realizaram estudo de desinfecção de efluentes de sistema de lodos ativados de aeração prolongada utilizando dióxido de cloro. Concluíram que a dosagem de 2,0 mg/L é suficiente para a total inativação de coliformes, afirmando que o desinfetante utilizado é altamente eficaz, promovendo além da inativação de coliformes, maior clarificação do efluente.

Souza e Daniel (2005) realizaram estudo comparando o uso de hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de microrganismos em águas com elevadas concentrações de matéria orgânica. Concluíram que o ácido peracético foi mais efetivo que o hipoclorito de sódio na inativação dos microrganismos estudados, verificando que o cloro livre adicionado à água em estudo era rapidamente transformado em formas de cloro combinado, o que não ocorreu com o ácido peracético. Citam que os dados obtidos permitem concluir sobre a possibilidade de uso do ácido peracético como agente alternativo de desinfecção e recomendam que ao se tratar de água para abastecimento humano deve-se avaliar criteriosamente os potenciais de formação de subprodutos da desinfecção.

Veschetti et al (2003) também realizaram estudo comparando a desinfecção de esgotos com ácido peracético e hipoclorito em efluentes parcialmente nitrificados, com N-NH₃ na faixa de 0,2 a 7,3 mg/L. Concluíram que ambos desinfetantes possuem similar poder bactericida contra coliformes totais, coliformes fecais, *E.coli*, *Salmonella* sp. e *Pseudomonas* sp. A formação de orgânicos halogenados na desinfecção com ácido

peracético foi insignificante, porém deverão ser procurados outros potenciais subprodutos de seu uso de modo a avaliar sua toxicidade.

Kitis (2004) realizou uma revisão sobre o uso do ácido peracético na desinfecção de esgotos. Concluiu que o ácido peracético é um forte desinfetante com um amplo espectro antimicrobiano. Cita que os atributos desejáveis no uso do ácido peracético para desinfecção de esgotos são a facilidade de implementação, sem necessidade de grandes investimentos, o largo espectro de atividade mesmo na presença de matéria orgânica, a ausência de subprodutos ou residuais persistentes ou mutagênicos, a não existência de necessidade de extinção (como a descloração), a pequena dependência do pH, o curto tempo de contato necessário e a efetividade tanto em efluentes primários quanto secundários.

Ribeiro et al (2006) testaram a desinfecção de efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização utilizando dióxido de cloro, obtendo excelentes resultados de remoção de *Escherichia Coli*, com residuais sempre abaixo de 10^3 e formação de trihalometanos desprezível, abaixo de 2 µg/L, porém sem avaliar a toxicidade final do efluente.

Gómez et al (2006) avaliaram a desinfecção de esgotos urbanos através de filtração em filtro de areia pressurizado, filtro de discos, microfiltração e ultrafiltração. Encontraram bons resultados de remoção de ovos de helmintos com os filtros de areia e discos, mas com remoções insatisfatórias de bactérias. Os módulos de microfiltração e ultrafiltração removeram 100% de *E.coli* e $99,81 \pm 0,33$ % e $99,998 \pm 0,003$ % de coliformes fecais.

AEPA VICTORIA (2002) apresentou critérios de seleção de tecnologias de desinfecção, tanto para descarga em corpos receptores, quanto para reuso, de acordo com os quadros 19 e 20.

Quadro 19 - Métodos de desinfecção para esgotos para descarga em corpos receptores

Qualidade de água requerida (<i>E.coli</i> /100mL)	Melhor técnica de tratamento sugerida	Melhor técnica de desinfecção sugerida	Desinfecção aceitável após avaliação específica local
< 14 (áreas de coleta de mariscos)	Tratamento Terciário	UV, microfiltração ou ozônio	Cloração / descloração
< 200 (contato primário)	Tratamento secundário	UV, microfiltração ou ozônio	Cloração / descloração
< 1000 (exigência geral)	Tratamento secundário	UV, ozônio ou lagoas de armazenamento com plano de gerenciamento de algas	Cloração / descloração

Adaptado de AEPA VICTORIA (2002).

Quadro 20 - Métodos de desinfecção sugeridos para reuso de água.

Reuso de água	<i>E.coli</i> /100 mL (média)	Melhor técnica de tratamento sugerida	Melhor técnica de desinfecção sugerida
Classe A (envolvendo alto risco de contato humano)	< 10 org./100 mL	Tratamento terciário + desinfecção	UV, microfiltração, cloração ou ozonização (e redução de helmintos)
Classe B (envolvendo médio risco de contato humano ou de acesso de rebanhos animais)	< 100 org./100 mL	Tratamento secundário + desinfecção	UV, cloração e ozonização (e redução de helmintos)
Classe C (envolvendo baixo risco de contato humano ou de acesso de rebanhos animais)	< 1.000 org./100 mL	Tratamento secundário + desinfecção	UV, cloração, ozonização, ou lagoas de armazenamento (e redução de helmintos para pastos)
Classe D (envolvendo risco insignificante de contato com humanos e rebanhos animais)	< 10.000 org./100 mL	Tratamento secundário	Lagoas de armazenamento

Adaptado de AEPA VICTORIA (2002).

Além disso, AEPA VICTORIA (2002) mostrou uma comparação entre os principais métodos de desinfecção utilizados em esgotos sanitários, apresentada no quadro 21.

Quadro 21 - Comparação entre os métodos de desinfecção.

Consideração	Cloro	Ozônio	UV	Microfiltração	Lagoas de armazenamento
Efetividade contra					
Bactérias	Alta	Alta	Alta	Alta	Média – alta
Vírus	Baixa - média	Alta	Alta	Média - Alta	Alta se detenção > 14 dias
Parasitas	Baixa	Alta	Não avaliado totalmente	Alta	Alta se detenção > 30 dias
Praticidade					
Controle do processo	Bem desenvolvido	Em desenvolvimento	Em desenvolvimento	Em desenvolvimento	Bem desenvolvido
Complexidade	Simples - moderado	Complexo	Simples - moderado	Simples - moderado	Simples
Manutenção e Limpeza	Baixa - moderada	Moderado - intensivo	Intensiva	Intensiva	Baixa - Moderada
Confiabilidade					
	Alta	Alta	Média	Média	Média – alta
Custos					
Operação	Médio	Médio	Médio	Alto	Baixo
Capital – plantas pequenas a médias	Médio	Alto	Baixo - médio	Alto	Baixo – médio (custo de área)
Capital – plantas médias a grandes	Baixo - médio	Alto	Médio - alto	Alto	Médio – alto (custo de área)
Efeitos adversos					
Riscos de segurança no transporte	Sim	Não	Não	Não	Não
Riscos de segurança na planta	Substancial	Moderado	Mínimo	Mínimo (ruído elevado)	Mínimo
Toxicidade em peixes e macroinvertebrados	Tóxico	Improvável	Não	Não	Toxicidade potencial – algas
Formação de subprodutos tóxicos	Potencial	Desconhecido	Desconhecido	Não	Potencial – algas
Disposição de produtos de limpeza	Não	Não	Sim	Sim	Não
Elevado consumo de energia	Não	Sim	Sim	Sim	Não

Adaptado de AEPA VICTORIA (2002).

WEF (1996) em quadro onde mostra a aplicabilidade das alternativas técnicas de desinfecção afirmou que a cloração, a cloração seguida de descloração, o dióxido de cloro e a ozonização geram subprodutos perigosos, sendo a radiação ultravioleta a única alternativa considerada livre da geração de subprodutos, porém devem-se considerar os riscos de mutagenicidade e os elevados consumos de energia elétrica envolvidos no uso destes sistemas.

3.6 DESINFECÇÃO COM CLORO

White (1999) apresenta a reação ocorrida na aplicação de hipoclorito de sódio no tratamento de água ou esgoto, segundo a equação (10).

O princípio ativo, ou agente desinfetante é o íon hipoclorito (OCl^-) quando hidrolisado na forma de ácido hipocloroso ($HOCl$), sendo que a reação acima também resulta a formação de hidroxilas (OH^-) e conseqüente elevação do pH.

Em pH elevado, entre 11 e 12, o ácido hipocloroso está quase totalmente dissociado de forma como segue, ineficaz para fins de desinfecção como mostra a equação (11).

Porém esta condição de pH elevado só existe, ou deverá existir, na interface de aplicação da solução de hipoclorito na água ou esgoto a ser tratado, sendo eliminada pela elevada diluição ou por operação unitária para correção de pH.

White (1999) cita que a reação de dissociação (11) do ácido hipocloroso ($HOCl$) em águas com pH entre 6,5 e 8,5 é incompleta. A quantidade de cada íon pode ser calculada pela equação (12):

$$K_i = \frac{(H^+)(OCl^-)}{(HOCl)} \quad (12)$$

em que K_i é a constante de ionização do ácido, e varia de acordo com a temperatura, entre 1,488 a 0° C e 3,175 a 30° C.

Para valores de pH acima de 7,0 prevalece o íon hipoclorito e, abaixo de 7,0, o ácido hipocloroso não dissociado. Isto é importante porque o ácido hipocloroso é um desinfetante muito superior quando comparado com seu íon. Portanto, deve-se procurar pH inferior a 7,0 para a cloração das águas, porém apenas ligeiramente, pois em pH 6,5 a porcentagem de $HOCl$ é superior a 90%. É importante que não se ultrapasse o valor de 7, pois o processo se inverte e a desinfecção perde eficiência. O estudo deste equilíbrio,

por meio dos valores de sua constante em função da temperatura, resulta nas seguintes proporções entre as duas frações, em função do pH, na figura 6:

Figura 6: Efeito do pH na Distribuição de Ácido Hipocloroso e Íon Hipoclorito na Água. Fonte: CETESB (1978)

Sawyer (apud White, 1999) reporta uma melhor eficiência na desinfecção de esgotos utilizando soluções de hipoclorito do que soluções de cloro gasoso. Seu trabalho laboratorial indicou que o poder desinfetante do cloro disponível em uma unidade de massa de hipoclorito seria equivalente ao poder desinfetante do cloro disponível em 1,5 unidades de massa de solução aquosa de cloro gasoso.

O elevado potencial de formação de subprodutos tóxicos na desinfecção com cloro advém da grande variedade de poluentes presentes nas fontes de água para abastecimento e esgotos brutos ou tratados, ou da presença de elementos orgânicos naturais, precursores destes subprodutos.

Segundo White (1999) os compostos com maior significância de reação com cloro, são:

- Amônia;
- Aminoácidos;
- Proteínas;

- Carbono Orgânico Total (COT);
- Nitritos;
- Ferro;
- Manganês;
- Sulfeto de Hidrogênio;
- Cianetos;
- Nitrogênio Orgânico.

As mais importantes e indubitavelmente mais complexas reações na cloração de água ou esgotos são as que ocorrem com as várias formas do nitrogênio. (WHITE, 1999).

Em soluções aquosas diluídas, a reação entre amônia e cloro forma três tipos de cloraminas, apresentadas nas equações 13, 14 e 15.

O pH da água influencia no equilíbrio entre as espécies de cloraminas, de acordo com o diagrama da figura 7.

Figura 7: Diagrama de equilíbrio das espécies de cloraminas. Fonte: adaptado de USEPA (1999).

A velocidade da reação de formação de cloraminas na cloração de água contendo nitrogênio amoniacal também é influenciada pelo pH, conforme o quadro 22.

Quadro 22: Influência do pH na velocidade da conversão do cloro em monocloramina.

pH	Tempo (segundos)
2	421
4	147
7	0.2
8.3	0.069
12	33.2

Fonte: adaptado de USEPA (1999).

Estas reações ocorrem quando dosadas proporções em massa de Cl:N de até a proporção teórica de 7,6:1, quando ocorre o fenômeno conhecido como “breakpoint”. Na prática este fenômeno ocorre em proporções de 8:1 a 10:1. Até este momento, todo o cloro está combinado com nitrogênio, quando ocorre então a quebra das cloraminas em gás nitrogênio, nitrato e cloreto de nitrogênio, o que pode evitar a formação de determinados tipos de subprodutos tóxicos. Em proporções superiores a 7,6:1 ocorre a formação de cloro livre e nitrogênio triclorado, pois o cloro volta a se combinar no equilíbrio de ácido hipocloroso. (BORGES et al, 2002).

Para efluentes contendo apenas nitrogênio amoniacal, a curva que representa o “breakpoint” pode ser observada na figura 8. Para efluentes contendo nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico a respectiva curva pode ser observada na figura 9.

Figura 8: “Breakpoint” em efluentes contendo nitrogênio amoniacal. Fonte: adaptado de WHITE (1999).

Figura 9 - "Breakpoint" em efluentes contendo nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. Fonte: adaptado de White (1999).

O cloro reage com outros compostos orgânicos e inorgânicos, em decorrência de sua ação oxidante, como são os casos do ferro, manganês, nitrito e sulfeto. Para este último a reação é dada pela equação (16).

O cloro oxida também compostos orgânicos, conforme o exemplo:

O modelo matemático desenvolvido por Selleck-Collins em 1970 possibilita a estimativa da quantidade de cloro residual no efluente desinfetado, sendo desenvolvido para uma planta piloto com excelente sistema de mistura, com regime extremamente turbulento e uma câmara de contato com regime plug-flow. O modelo é representado pela equação 18.

$$y = y_0 \times [1 + 0.23 \times C \times t]^{-3} \quad (18)$$

Em que: y = NMP no efluente desinfetado após o tempo t ;

y_0 = NMP no efluente antes da desinfecção;

C = cloro total residual (mg/L) no efluente após o tempo t;

t = tempo de contato em minutos;

El-Rehaili (1995) afirmou que os constituintes orgânicos e inorgânicos dos efluentes secundários podem reduzir quimicamente o cloro aquoso, resultando em demanda de cloro. Destes constituintes o nitrogênio amoniacal (N-NH₃) joga um papel importante na determinação da demanda de cloro em efluentes secundários. Efluentes secundários contendo menos de 2 mg/L de N-NH₃ tendem a possuir maiores demandas de cloro do que efluentes não-nitrificados ou pouco nitrificados. O crescimento da demanda de cloro nas situações de baixa concentração de N-NH₃ é resultado da reação de “breakpoint”. Em situação de extremos baixos níveis de N-NH₃ ($\leq 0,1$ mg/L) e concentrações de nitrito acima de 1,0 mg/L foram encontradas significantes reduções da eficiência de desinfecção do cloro mesmo em dosagens acima de 50 mg/L e 180 minutos de tempo de contato.

White (1999), contrariando esta última informação, considerou que durante muito tempo a nitrificação dos efluentes não foi considerada uma necessidade para fins de desinfecção, mesmo quando se pretendia uma reduzida concentração de coliformes. A única vantagem seria apenas que a concentração de cloro residual poderia ser mais facilmente mensurada, o que resultaria em um sistema de desinfecção mais confiável e eficiente. Atualmente, considera-se a nitrificação dos efluentes desejável para se evitar custos na desinfecção, pois as quantidades de cloro são inferiores quando comparadas àquelas necessárias para desinfetar efluentes não-nitrificados.

De acordo com USEPA (1999) a efetividade das cloraminas no controle da formação de subprodutos da desinfecção (THMs e AHAs) depende de uma série de fatores dentro os quais estão a relação entre as quantidades de nitrogênio amoniacal e de cloro e o pH, dentre outros. As cloraminas não geram subprodutos da desinfecção em grau significativo, embora algum ácido dicloroacético possa ser formado a partir da monoclорamina. A monoclорamina se hidrolisa mais lentamente em solução aquosa do que o cloro. Entretanto, as reações de halogenação ocorrem mesmo quando a monoclорamina é formada. Quanto mais próxima é a relação entre as quantidades de nitrogênio amoniacal e cloro daquela onde ocorre a reação de “breakpoint”, maior é a formação de subprodutos da desinfecção.

A quantidade de sólidos suspensos no esgoto também exerce influência na eficiência de desinfecção.

Narkis et al (1995) estudaram a desinfecção de esgotos enriquecidos com alta concentração de sólidos suspensos, no caso os efluentes de uma lagoa de decantação após sistema de lodos ativados, utilizando dióxido de cloro. Estes efluentes foram aditivados com sólidos retirados diretamente do sistema de lodos ativados. Os autores sugerem que a inativação, a sobrevivência e crescimento de vários microrganismos indicadores ocorreram no efluente e dentro dos sólidos suspensos enquanto a desinfecção era estudada. Citam ainda que os sólidos suspensos protegem os microrganismos dos efeitos tóxicos dos desinfetantes. As principais conclusões deste estudo são que a eficiência de desinfecção depende da penetração do desinfetante nos flocos de sólidos suspensos e da resistência de cada microrganismo ao desinfetante, e que um eficiente pré-tratamento dos efluentes, incluindo a remoção dos sólidos suspensos é o maior pré-requisito para uma desinfecção bem sucedida.

Fachem (apud Campos, 1993) afirmou que a cloração de esgotos é muito mais complexa do que a de águas de abastecimento, exigindo dosagens superiores a 10 mg/l para se alcançar densidade de coliformes menor que 100/100 ml, e que o efluente clorado lançado em rios ou lagoas sem descloração pode agir negativamente no equilíbrio biológico do corpo receptor.

Daniel (2000) afirma que a polêmica instalada sobre o uso do cloro recai na formação de subprodutos organoclorados, potencialmente prejudiciais à saúde humana, podendo ser cancerígenos, mutagênicos ou teratogênicos.

3.7 DESINFECÇÃO DE ESGOTOS COM CLORO

De acordo com Aisse et al. (2003), o cloro é o desinfetante mais utilizado para águas e esgotos. É uma tecnologia mundialmente conhecida, normalmente aplicada nas formas de cloro gasoso, hipoclorito de sódio ou cálcio e outros compostos na forma líquida ou sólida. A ação desinfetante do cloro deve-se principalmente ao mecanismo de oxidação do material celular. Entretanto, trabalhos científicos relatam inibição enzimática e danificação do material genético como outros mecanismos da desinfecção com cloro. O cloro livre reage com substâncias dissolvidas ou suspensas na água por

três processos: oxidação, adição e substituição. Nas reações em que ocorre oxidação, o cloro livre é sempre reduzido a cloreto (Cl^-).

A Organização Mundial da Saúde, WHO (2000), cita que o cloro foi amplamente utilizado no mundo inteiro como desinfetante químico servindo como principal barreira para contaminantes biológicos em águas de abastecimento. As notáveis características biocidas do cloro foram sendo deixadas de lado pelos interesses relacionados à saúde pública na formação dos subprodutos durante o processo de desinfecção. Como consequência disto desinfetantes alternativos como o ozônio, dióxido de cloro e cloraminas tiveram seu uso incrementado. Entretanto, cada um destes desinfetantes mostrou formação de seu próprio conjunto de subprodutos.

Porém, baixas concentrações de residuais de cloro são tóxicas a várias espécies aquáticas. A descloração antes do lançamento, geralmente com dióxido de enxofre, tem sido a opção utilizada para reduzir os impactos da disposição de efluentes desinfetados com cloro no meio ambiente e adequar-se à legislação. No quadro 23 são apresentadas faixas de dosagens típicas de cloro necessárias para reduzir a contagem de coliformes fecais abaixo de $10^3\text{NMP}/100\text{mL}$.

Quadro 23: Dosagens Típicas Necessárias de Cloro Para Atendimento ao Limite de $10^3\text{NMP}/100\text{mL}$ de Coliformes Fecais.

Aplicação	Compostos de Cloro ^(a)	Hipoclorito de Sódio (mg/L) ^(b)
Esgoto bruto	15 a 40	-
Efluente primário	10 a 30	-
Efluente de tratamento físico-químico	4 a 8	-
Efluente de tratamento anaeróbio	-	6 a 13
Efluente de filtro biológico percolador	3 a 10	4 a 9
Efluente de lodo ativado	2 a 10	6 a 13
Efluente de lagoas de estabilização	-	6 a 13
Efluente filtrado (após lodo ativado)	1 a 5	-
Efluente de tratamento físico-químico (após anaeróbio)	-	-

Fonte: Adaptado de Gonçalves (2003).

(a) Fonte: Metcalf & Eddy (2003). b) Fonte: PROSAB (2003).

3.8 FORMAÇÃO DE SUBPRODUTOS TÓXICOS NA DESINFECÇÃO

A formação de subprodutos na desinfecção é uma grande preocupação devido ao impacto potencial que estes compostos podem trazer à saúde pública e ao meio ambiente (Metcalf & Eddy, 2003). No quadro 24 apresenta-se a relação de compostos tóxicos que podem resultar da cloração de efluentes.

Quadro 24: Subprodutos Tóxicos da Cloração. Fonte: METCALF & EDDY, 2003.

Trihalometanos (THMs) <ul style="list-style-type: none"> • Clorofórmio • Bromodiclorometano (BDCM) • Dibromoclorometano (DBCM) • Bromofórmio • Trihalometanos totais 	Halocetonas <ul style="list-style-type: none"> • 1,1 dicloropropanona • 1,1,1 tricloropropanona • Halocetonas totais
Ácido haloacéticos (AHAs) <ul style="list-style-type: none"> • Ácido monocloroacético • Ácido dicloroacético (DCA) • Ácido tricloroacético • Ácido monobromoacético • Ácido dibromoacético • Ácidos haloacéticos totais 	Haloacetoneitrilas <ul style="list-style-type: none"> • Cloroacetoneitrila (CAN) • Dicloroacetoneitrila (DCAN) • Tricloroacetoneitrila (TCAN) • Bromocloroacetoneitrila (BCAN) • Dibromoacetoneitrila (DCAN) • Haloacetoneitrilas totais
Clorofenóis <ul style="list-style-type: none"> • 2 clorofenol • 2,4 diclorofenol • 2,4,6 triclorofenol 	Cloropicrin Hidrato de cloro Cloreto de cianogênio N- Organocloraminas (MX) 3-cloro-4-diclorometil-5hidroxi-2-furanona

Tominaga e Midio (1999) citam que os principais subprodutos decorrentes da cloração da água são:

- Trihalometanos: clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e bromofórmio;
- Ácidos Haloacéticos: ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético, ácido dibromoacético e ácido bromocloroacético;
- Haletos de cianogênio: cloreto de cianogênio e brometo de cianogênio;
- Haloacetoneitrilas: dicloroacetoneitrila, tricloroacetoneitrila, dibromoacetoneitrila, tribromoacetoneitrila e bromocloroacetoneitrila;
- Halopicrinas: cloropicrina e bromopicrina;
- Hidratos de cloro;
- Haloacetonas, haloaldeídos e halofenóis;
- MX [3-cloro-4-(diclorometil)-5-hidroxi-2(5H)-furanona].

Além destes, outros trabalhos como os de Andrzejewski et al (2005) e de Siddiqui e Atasi (2004) citam o NDMA (n-nitrosodimetilamina) como subproduto da desinfecção com cloro, tanto de água de abastecimento como de esgotos.

Acher et al (1997) consideram que a despeito dos bons resultados de desinfecção obtidos com os métodos químicos, os mesmos têm revelado a formação de subprodutos da oxidação da matéria orgânica, reconhecidamente tóxicos e potencialmente carcinogênicos para humanos.

Segundo El-Rehaili (1995) o cloro é um forte agente oxidante e sua aplicação da desinfecção de esgotos é semelhante a modificar a natureza química e biológica do esgoto, mais notavelmente a natureza orgânica. Os esgotos domésticos contêm proteínas, carboidratos, detergentes, taninos, ligninas, ácidos húmico e fúlvico, entre outros compostos orgânicos dissolvidos. Seu estudo mostra que há modificação da “matriz orgânica” do efluente, com conseqüências inclusive sobre a determinação de parâmetros como DBO e DQO.

De acordo com pesquisa realizada por NATIONAL RESEARCH COUNCIL (apud Sirivdhin e Gray, 2005), em cinco estações de tratamento de esgotos no sul do estado da Califórnia, Estados Unidos da América, a quantidade formada de subprodutos de desinfecção foi maior na cloração após o tratamento quando comparada a quantidade formada na cloração do efluente antes do tratamento.

Segundo Sirivdhin e Gray (2005), nos processos de cloração, a matéria orgânica aquática serve como precursor de formação de subprodutos de desinfecção potencialmente nocivos como os trihalometanos (THMs), ácidos haloacéticos (AHAs) e halogênios orgânicos totais (TOX).

O consumo de cloro e a formação de subprodutos são influenciados pelas características químicas da matéria orgânica, pois as espécies de cloro na água tendem a reagir nos sítios ricos em elétrons nas estruturas orgânicas, principalmente nas cadeias aromáticas e determinados tipos de cadeias alifáticas. A matéria orgânica derivada de efluentes não tendem a possuir grandes cadeias aromáticas, sendo menos reativa ao cloro do que a matéria orgânica derivada de fontes naturais.

Entretanto, as concentrações de demanda química de oxigênio (DQO) tendem a serem muito mais elevadas nos efluentes do que nas águas superficiais, o que pode levar a formação de maiores quantidades de subprodutos tóxicos na cloração. Avaliaram os potenciais de formação de trihalometanos e ácidos haloacéticos em cinco amostras, quatro sendo de águas superficiais e uma de esgotos tratados através de métodos como

absorvância a 254 nm, análise espectral fluorescente e cromatografia gasosa com espectrômetro de massa de modo a identificar precursores dos subprodutos e realizaram também a determinação das concentrações destes subprodutos nas mesmas amostras.

As coletas foram realizadas ao longo do rio South Plate River e na saída de uma estação de tratamento de esgotos que realiza lançamento final no referido rio. As três amostras de águas superficiais coletadas à montante da estação de tratamento de esgotos não apresentaram características de impactos de origem antropogênica.

A amostra de esgotos tratados apresentou potencial de formação de trihalometanos de 398 µg/L, potencial de formação de ácidos haloacéticos de 426 µg/L e potencial de formação de halogênios orgânicos totais de 1.610 µg/L.

A formação de trihalometanos totais foi de 398,25 µg/L enquanto a de ácidos haloacéticos totais foi de 308,23 µg/L. De modo geral as amostras com características de impactos antropogênicos apresentaram formação de quantidades maiores de subprodutos quando comparadas àquelas coletadas à montante de estação de tratamento de esgotos.

De Luca et al (2005) estudaram a formação de subprodutos na desinfecção de efluentes de tratamento biológico, com e sem descloração, realizando ensaios de toxicidade em alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com amostras dos efluentes antes da cloração, com efluentes clorados e com efluentes clorados e desclorados. Encontraram concentrações de THMs de até 285,2 µg/L e de até 99,1 µg/L de AHAs.

Pianowski e Janissek (2003) realizaram estudo de desinfecção e formação de trihalometanos dos efluentes tratados da ETE do Município de Colombo, região metropolitana de Curitiba, Estado do Paraná. Os efluentes possuíam DQO de 138,05 mg/L, DBO de 65,41 mg/L e N-NH₃ de 59,92 mg/L. Para tempo de contato de trinta minutos e dosagens de cloro de 6 e 10 mg/L a formação de THMs foi de 347,60 µg/L e de 474,3 µg/L, respectivamente. A dosagem de 30 mg/L de cloro e tempo de contato de trinta minutos a quantidade formada de clorofórmio foi de 936,40 µg/L. Concluem que os elevados teores de clorofórmio encontrados no estudo podem ser um caso isolado relacionado às particularidades do efluente estudado, reforçando a necessidade intrínseca de se conhecer todas as características do efluente a ser desinfetado.

Rebhun et al (1997) citam que na cloração de efluentes na presença de amônia as cloraminas formadas são menos reativas que o cloro, causando formação insignificante de trihalometanos e que informações sobre a formação de ácidos haloacéticos não foram

encontradas. Coletaram amostras em seis diferentes estações de tratamento de efluentes domésticos, com exceção de uma que recebia 50% de efluentes de processamento de celulose. Metade delas possuía nitrogênio amoniacal em seus efluentes, enquanto as outras apresentavam nitrificação total. Os efluentes possuíam DBO entre 10 e 48 mg/L, DQO entre 46 e 230 mg/L e COT entre 5,1 e 55 mg/L; Nitrogênio Amoniacal entre 0,01 e 42,3 mg/L, NTK entre 0,59 e 48,4 mg/L, N-Nitrito entre 0,01 e 2,19 mg/L e N-Nitrato entre 5,9 e 14,4 mg/L. Foram testados dois desinfetantes, cloro e cloramina. Os diferentes efluentes estudados compõem o quadro 25.

Quadro 25: Estações de Tratamento Estudadas.

Identificação	Capacidade da Estação (10 ⁶ L/d)	Descrição	Nitrificação
A	4	Lagoa aerada	Não
B	12	Lodos ativados	Não
C	60	Lodos ativados	Parcial
D	3	Lodos ativados	Sim
E	1,5	Lodos ativados (aeração prolongada)	Sim
F	-	Tratamento Solo-aquífero	Sim

Fonte: Adaptado de Rebhun et al (1997).

Além disso, concluem que nos efluentes com nitrogênio amoniacal é necessária uma maior dosagem de cloro para manter um residual de 1 mg/L de cloro livre do que nos efluentes nitrificados. A formação de orgânicos halogenados nos efluentes não-nitrificados atingiu a quantidade de 300 µg/L com 24 horas de tempo de contato e até 18 mgCl/L. A formação de ácidos haloacéticos para estes efluentes foi três vezes superior ao dos trihalometanos, formando aproximadamente 81 % de ácido dicloroacético e 19% de ácido tricloroacético. Nos efluentes nitrificados foram aplicadas doses de até 18 mg/L, observando-se a formação de até 526 µg/L de THMs e 2.840 µg/L de DOXs. A formação de ácidos haloacéticos atingiu valores de 145 µg/L. A relação entre a formação de orgânicos halogenados por unidade de concentração de carbono orgânico dissolvido nas plantas com efluentes não-nitrificados foi apenas 30 % menor que nas plantas com efluentes nitrificados.

Guay et al (2005) estudaram o uso de ozônio e cloraminação em substituição à cloração para redução da formação de THMs e AHAs em um sistema de abastecimento de água em Quebec, Canadá. Neste sistema o manancial superficial utilizado é um lago cuja água é tratada através de filtração lenta em areia e desinfecção com cloro. A quantidade média de COT na água bruta era de 3,9 mg/L, com NTK menor do que 1,0 mg/L. As quantidades máximas aferidas de THMs foram de até 170,0 µg/L de AHAs e 150,0 µg/L de THMs, sendo o valor médio aproximado de 100,0 µg/L para THMs e AHAs em seis meses de estudos. A demanda de cloro no período foi sempre inferior a 4,0 mg/L.

Malliarou et al (2005) realizaram estudo das concentrações de ácidos haloacéticos e trihalometanos na água de abastecimento do Reino Unido. Estudaram três diferentes regiões encontrando valores médios de AHAs entre 35 e 95 µg/L. O máximo valor encontrado foi de 244 µg/L. Na primeira região encontraram níveis semelhantes de THMs e AHAs, na segunda região encontraram concentrações 3 a 4 vezes superior de AHAs, e na terceira região, não encontraram correlação entre as concentrações de THMs e AHAs.

Segundo Chang et al (2006) recentes estudos indicam que todas as frações da matéria orgânica natural contribuem para a formação de subprodutos na cloração, não apenas as substâncias húmicas. Isto é aparente quando se considera que as substâncias húmicas possuem elevadas massas moleculares com poucos grupos funcionais ácidos, como o grupo carboxílico, e poucos grupos fenólicos, os quais ocasionam diferentes tipos e concentrações de subprodutos da desinfecção.

Os autores estudaram a relação entre a formação de ácidos haloacéticos e a formação de trihalometanos, utilizando quatro diferentes compostos orgânicos conhecidos como precursores de formação destes subprodutos. Os resultados obtidos podem ser visualizados na figura 10.

Os mesmos autores mostraram que a relação entre as massas formadas de ácidos cloroacéticos e de clorofórmio pode variar entre os valores aproximados entre 0,13 e 21,0, de acordo com o precursor e o tempo de contato. Os compostos utilizados como precursores e que possuíam os grupos funcionais OH e COOH realçam a formação e acumulação dos subprodutos da cloração, incluindo os trihalometanos e os ácidos haloacéticos.

Neste estudo os tempos de reação variaram entre 1 e 168 horas. Em todos os tempos de reação testados, no mínimo 89% das concentrações de todos os subprodutos se formaram na primeira hora de reação.

Figura 10: Relação entre as quantidades formadas de THMs e AHAs para diversos tipos de precursores.

Fonte: CHANG ET AL (2006).

Kanokkantapong et al (2006) realizaram a caracterização dos precursores de ácidos haloacéticos em um manancial. Subdividiram os precursores em seis diferentes frações para estudo:

- ácidos hidrofóbicos: ácidos carboxílicos alifáticos com cinco a nove carbonos, ácidos carboxílicos aromáticos com um ou dois anéis, ácidos aromáticos, fenóis de um ou dois anéis e taninos;
- bases hidrofóbicas: proteínas, aminas aromáticas de um ou dois anéis exceto a piridina, e alquil de alto peso molecular;
- hidrofóbicos neutros: hidrocarbonetos, álcoois alifáticos, alquil álcoois, éteres, cetonas, aldeídos, ácidos carboxílicos alifáticos e aminas alifáticas com mais de cinco carbonos, ácidos alifáticos carboxílicos com mais de nove carbonos e aminas aromáticas com três ou mais anéis;
- ácidos hidrofílicos: ácidos alifáticos com menos de cinco carbonos, ácidos hidroxílicos, açúcares, alquil de baixo peso molecular e ácidos mono e dicarboxílicos;
- bases hidrofílicas: aminas alifáticas com menos de nove carbonos, aminoácidos, piridinas, purinas, piromidinas e alquil-aminas de baixo peso molecular;

- hidrofílicos neutros: amidos alifáticos, álcoois, aldeídos, ésteres, cetonas com menos de cinco carbonos e polissacarídeos;

A partir de uma amostra de água procederam ao fracionamento da matéria orgânica de acordo com as classes acima utilizando filtro de 0,45µm e cinco diferentes resinas de absorção. As amostras tiveram pH corrigido a $7,0 \pm 0,2$ e foram cloradas de forma a possuir aproximadamente 4,5 mg de cloro residual. Na sequência foi avaliado o potencial de formação de AHAs em cinco dias para cada fração. O potencial de formação de AHAs atingiu valores de até 780 µg/mgCOT para a fração de bases hidrofóbicas. A conclusão é que as frações básicas são os componentes mais reativos na formação de AHAs, porém todas as frações contribuíram para a formação, apresentando potencial. A principal conclusão do trabalho é enfatizar a extensão da variedade de compostos orgânicos que podem ocasionar a formação de AHAs.

Koukouraki & Diamapoulos (2002) estudaram a formação de THMs durante a cloração de efluentes domésticos secundários. Utilizaram-se de efluentes nitrificados e parcialmente nitrificados em experimentos de batelada, e estudaram o papel do tempo de contato, da dose de cloro, do pH e da temperatura na formação dos THMs. Em termos gerais, quanto maior a dose de cloro, o tempo de contato e o pH, maior a formação de THMs. A elevação de temperatura possuiu efeitos limitados. A maior conclusão é que a formação de THMs ocorre em maior quantidade no efluente nitrificado do que no parcialmente nitrificado, quando utilizadas as mesmas doses de cloro, pois há mais cloro disponível no efluente nitrificado, por não haver reação com amônia.

Os autores realizaram também testes de coagulação dos efluentes nitrificados anteriormente a cloração, utilizando coagulante a base de alumínio, com o objetivo de remover carbono orgânico e assim controlar a formação de THMs, obtendo bons resultados com elevadas doses de coagulantes. Não existem associações destes valores com a eficiência de desinfecção dos efluentes, objetivo final da cloração. Nas duas amostras de efluentes nitrificados as concentrações de nitrogênio amoniacal eram de 0,17 mg/L e 0,62 mg/L, enquanto a amostra parcialmente nitrificada apresentava nitrogênio amoniacal na concentração de 5,24 mg/L. A formação de THMs foi de até 50 µg/L nas amostras nitrificadas e de até 4 µg/L nas amostras parcialmente nitrificadas, ambas recebendo 10 mg/L de cloro e contendo 7,74 mgCOT/L.

El-Dib e Ali (1994) avaliaram a formação de THMs na pré-cloração de água bruta do Rio Nilo, Egito, estudando a influência do tempo de contato, da temperatura, da dosagem de cloro e do pH sobre a formação dos THMs. Com concentração de 5 mg/L de Cl_2 , pH 8.0 e 20° C, a formação de THMs passa de 30 $\mu\text{g/L}$ com meia hora de tempo de contato para 90 $\mu\text{g/L}$ com quatro horas de tempo de contato.

Com relação ao pH, com a mesma dosagem de Cl_2 e temperatura, com tempo de contato de uma hora, a formação de THMs em pH 6.0 foi de 30 $\mu\text{g/L}$ enquanto em pH 9.0 foi de 80 $\mu\text{g/L}$. A temperatura apresentou grande influência na formação dos THMs. Com concentração de Cl_2 de 5 mg/L, uma hora de tempo de contato, com 10° C a quantidade formada de THMs foi de aproximadamente 10 $\mu\text{g/L}$, enquanto aos 30° C a quantidade formada foi de aproximadamente 55 $\mu\text{g/L}$. Com relação à dosagem de cloro, os autores notaram que a quantidade formada de THMs cresceu à medida que em que aumentaram as doses de Cl_2 , porém isso não ocorreu de forma diretamente proporcional. Como exemplo, a pH 8.0, uma hora de tempo de contato, temperatura de 20° C, a quantidade formada de THMs foi pouco superior a 40 $\mu\text{g/L}$ com dosagem de Cl_2 de 5 mg/L, enquanto com 20 mg/L de Cl_2 e as mesmas condições a quantidade formada foi de aproximadamente 50 $\mu\text{g/L}$. Repetidos os testes com maiores tempos de contato, as quantidades de THMs foram maiores quanto maior foi o tempo de contato, mas em cada tempo de contato diferente, a quantidade formada de THMs variou muito pouco com a variação da dosagem de Cl_2 . As figuras 11, 12, 13 e 14 apresentam os dados sobre os quais as conclusões de El-Dib e Ali (1994) foram elaboradas.

Figura 11 - Influência da temperatura na formação de THMs.

Fonte: EL DIB e ALI (1994).

Figura 12 - Influência do tempo de contato na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).

Figura 13 - Influência da dosagem de cloro na formação de THMs. Fonte: EL DIB e ALI (1994).

Figura 14 - Influência do pH na formação de THMs.
Fonte: EL DIB e ALI (1994).

Yang et al (2005) estudaram a formação de AHAs e THMs na cloração de esgotos em relação à reação de “breakpoint”, em três diferentes estações de tratamento de efluentes em Hong Kong, medindo a formação destes subprodutos e relacionando as concentrações de AHAs e THMs.

Os efluentes possuíam 2,5 mg/L, 2,8 mg/L e 21,2 mg/L de nitrogênio amoniacal e 0,96 mg/L, 22 mg/L e 31,5 mg/L de bromo, respectivamente, em cada uma das estações de tratamento.

Em todas as situações foi observada uma formação de subprodutos 2,5 a 4 vezes menor antes da reação de “breakpoint” do que após esta. Na estação com baixas concentrações de nitrogênio amoniacal e bromo, a máxima quantidade de THMs formada foi de 70 µg/L, e a de AHAs foi de 50 µg/L, depois da reação de “breakpoint”.

Antes desta, a concentração de THMs e AHAs foi próxima de 25 µg/L. Na estação com baixa concentração de nitrogênio amoniacal e elevada concentração de bromo, a máxima concentração de THMs foi de 140 µg/L e de AHAs foi de 150 µg/L.

Antes da reação de “breakpoint” a máxima formação de THMs foi de 70 µg/L e de AHAs foi de 30 µg/L. Na estação com elevados teores de nitrogênio amoniacal e de bromo, antes da reação de “breakpoint” formou-se até 230 µg/L de THMs e 80 µg/L de AHAs.

Depois do “breakpoint” formou-se até 430 µg/L de THMs e 380 µg/L de AHAs. As estações de tratamento que apresentam elevado teor de bromo estão em regiões onde se utiliza água do mar para descarga sanitária.

Comerton et al (2005) estudaram a formação de THMs e AHAs em efluentes de um reator biológico aeróbio com membranas, seguido de uma unidade de osmose reversa, utilizando cloro (2 mg/L), dióxido de cloro (1 mg/L) e cloraminas (1 mg/L) como desinfetantes. Os efluentes do reator biológico aeróbio com membranas possuíam em média 10 mg/L de COT e $N-NH_3 \leq 0,1$ mg/L.

Quando a dosagem de cloro ocorreu antes da unidade de osmose reversa, foram observadas formações entre 182 e 689 µg/L de THMs e baixas concentrações de AHAs, da ordem de 8 µg/L. Após o aparato de osmose reversa, os níveis de THMs foram reduzidos a valores entre 14,6 e 81,3 µg/L, em oito amostras valores superiores aos 80 µg/L preconizados pela EPA.

Quando o efluente foi submetido primeiramente ao tratamento no sistema de osmose reversa os níveis de COT caíram abaixo de 1,0 mg/L e não foram detectados THMs e AHAs após a desinfecção, utilizando as mesmas dosagens de desinfetantes, concluindo que a presença de COT como precursor da formação de subprodutos é fator limitante à formação, independentemente do desinfetante que se utilize.

Pourmoghaddas e Stevens (2002) estudaram a relação entre as quantidades formadas de ácidos haloacéticos e trihalometanos em relação à quantidade total de orgânicos halogenados totais na cloração de água experimental contaminada com ácido fúlvico. Encontraram concentrações de até 1.400 µg/L de orgânicos halogenados, com concentrações entre 15 e 60% de AHAs e entre 10 e 70% de THMs.

Marhaba et al (2006) estudaram o potencial de formação de trihalometanos em efluentes de carcinicultura com baixa salinidade. Procederam ao fracionamento da matéria orgânica contida no efluente de forma semelhante ao trabalho de Kanokkantapong et al (2006). Encontraram potencial de formação na faixa de 810 a 3.100 µg/L de THMs. Os potenciais grupos funcionais que influenciaram a reação de cloração e a formação de THMs foram identificados como sendo compostos fenólicos, N-H (aminas), C=C (hidrocarbonetos aromáticos), C-Cl (compostos alifáticos de cloro) e C-Br (compostos alifáticos de bromo).

Hankin (2001) citam que dois tipos de subprodutos da desinfecção são formados em elevadas concentrações depois da cloraminação do que da cloração, cloreto de cianogênio e possivelmente NDMA.

Choi e Valentine (2002) apontam a monocloramina como precursora da formação de NDMA. Realizaram estudo utilizando monocloramina com isótopo de nitrogênio ($^{15}\text{NH}_2\text{Cl}$). A dosagem de 0,05 mM em efluente de tratamento secundário resultou em formação de até 0,111 $\mu\text{g/L}$ de NDMA.

Richardson et al (1996) associaram à desinfecção com cloro de água de abastecimento tecnologias de pré-tratamento para desinfecção como a fotocatalise com dióxido de titânio e radiação ultravioleta e ultrafiltração, utilizando o cloro como desinfetante secundário. Encontraram subprodutos em todos os testes, mas concluíram que o número de subprodutos formados bem como suas concentrações foram menores quando o cloro foi usado como desinfetante secundário do que quando usado como único desinfetante, devido à remoção de COT nas etapas de tratamento pré-desinfecção e pela menor demanda de cloro da água pré-tratada.

3.9 TOXICIDADE DO CLORO E DOS SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO

Segundo El-Rehaili (1995) o interesse sobre os aspectos negativos da cloração, sobretudo da supercloração emergiram nos anos setenta. Isto veio na maior parte como resultado da toxicidade do cloro residual aos peixes e demais organismos aquáticos sensíveis e também pela observação da formação de subprodutos tóxicos e carcinogênicos como os trihalometanos e outros compostos clorados. Diversos estudos têm examinado e questionado os benefícios da cloração de encontro com os efeitos deletérios advindos dos residuais de cloro e dos subprodutos tóxicos nos ecossistemas aquáticos.

USEPA (1998, apud Borges e Guimarães, 2002) afirmou que em 1976 o IARC (Instituto Americano de Pesquisas sobre o Câncer) publicou reportagem relacionando o clorofórmio com a presença de câncer em animais de laboratório e que desde então diversos estudos epidemiológicos foram realizados para avaliar riscos à população correlacionando a água clorada com a incidência de câncer de bexiga, colo e reto, havendo maiores evidências sobre o câncer de bexiga.

USEPA (1999) realizou uma classificação dos subprodutos da desinfecção em relação aos riscos oferecidos à saúde humana. Classificou o clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano, bromofórmio, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, dicloroacetonitrila, dibromoacetonitrila, dentre outros subprodutos, como prováveis ou possíveis carcinogênicos.

Fawell (2000, apud Borges e Guimarães, 2002) citam que os trihalometanos têm sido individualmente identificados como causadores de aumentos nos tumores de animais de laboratório sendo, portanto, fortemente genotóxicos.

Hattersley (2000) afirma que água clorada pode causar danos às artérias e que possuem relação com o surgimento de melanoma e câncer.

Tao et al (2000) afirmam que o ácido dicloroacético e o ácido tricloroacético e outras substâncias são cancerígenas em ratos utilizados com cobaias em laboratórios.

Tominaga e Midio (1999) realizaram extensa revisão bibliográfica sobre os aspectos toxicológicos da exposição humana a trihalometanos, especialmente em água de abastecimento.

Citam que a hepatotoxicidade e a nefrotoxicidade características destes compostos podem ser exacerbadas mesmo para exposições a baixas concentrações. Quanto aos efeitos mutagênicos, foram observadas aberrações cromossômicas nas células de medula óssea de ratos *in vivo*. A carcinogenicidade pode ser evidenciada com o surgimento de tumores malignos em rins e tireóide de diferentes populações de ratos submetidas à exposição ao clorofórmio. Foram também observados efeitos de fetotoxicidade, com anormalidades no desenvolvimento muscular e esquelético em fetos de ratos.

Com relação aos efeitos sobre o homem, os resultados de diversos estudos sugerem alta probabilidade entre câncer de bexiga, cólon e reto e a ingestão destes compostos. O quadro 26 mostra um resumo de diversos trabalhos que avaliaram, por meio de bioensaios com diversos tipos de organismos, a variação da toxicidade de efluentes tratados com diversos tipos de desinfetantes, porém sem identificar o agente tóxico.

Quadro 26: Efeitos dos desinfetantes na toxicidade dos efluentes.

Método de Desinfecção	ORGANISMO						
	<i>Notemigonous chrysoleucas</i>	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	<i>Pimephales promelas</i>	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Heterotrophic bacteria	<i>Ephadatia muelleri</i>
Cloração	Y	Y	Y	-	-	-	-
Cloração e Descloração	N	N	N	Y	N	-	-
Ozonização	-	-	N	N	N	-	-
Radiação UV	-	-	N	N	YN	Y	N
Y – Toxicidade demonstrada; N – Toxicidade não demonstrada.							

Fonte: Adaptado de BLATCHLEY et al (1997).

Esvelt et al (apud White, 1999) reporta que efluentes clorados são mais tóxicos para organismos aquáticos do que efluentes não-clorados. O estudo ainda mostra efluentes desclorados são menos tóxicos do que os efluentes clorados ou não-clorados em bioensaios realizados sobre *Notemigonous chrysoleucas*.

3.10 REMOÇÃO DE CLORO RESIDUAL

A descloração de efluentes pode ser realizada através de carvão ativado, tiosulfato de sódio, bissulfito de sódio, metabissulfito de sódio e dióxido de enxofre.

As reações do cloro com estes elementos estão, segundo White (1999), nas equações de 19 a 27.

O uso de tiosulfato de sódio fica restrito a trabalhos laboratoriais devido ao elevado tempo de contato necessário e pelo fato de que a equação (20) é estequiometricamente válida apenas em pH 2. O uso de dióxido de enxofre é bastante amplo, reagindo com todas as formas de cloro livre, como evidenciado nas equações (23) a (25), porém os riscos de acidentes em sua manipulação são consideráveis.

Outros compostos, dentre eles o bissulfito de sódio, podem ainda ser utilizados como seqüestrante de cloro residual livre com maior segurança e menor custo.

3.11 REMOÇÃO DE PRECURSORES

Ferreira Filho (2001) afirmou que em estações de tratamento de água são identificadas três linhas de ação para a redução da formação de THMs e AHAs:

- Remoção de compostos orgânicos precursores de subprodutos da desinfecção;
- Alteração do ponto de aplicação do agente desinfetante;
- Remoção dos compostos halogenados totais, uma vez formados.

Afirmou ainda que do ponto de vista prático a melhor alternativa é a otimização da coagulação visando a remoção de precursores, uma vez que esta etapa já fez parte integrante do processo de tratamento.

Outras possibilidades são a mudança do agente desinfetante, a redução do tempo de contato ou a redução da dose de desinfetante.

Balmér e Vik (1978) testaram três diferentes sistemas de tratamento físico-químico associado a lagoas de estabilização. No primeiro, realizavam o tratamento físico-químico no efluente bruto, antes de sua entrada no sistema. No segundo, adicionavam o coagulante diretamente na lagoa. No terceiro, realizavam o tratamento físico-químico nos efluentes das lagoas. Além disto, cada arranjo contava com lagoas de 3, 10 e 30 dias de detenção hidráulica. Os melhores resultados obtidos na remoção de COT foram para o sistema de pré-tratamento físico-químico seguido da lagoa com maior tempo de detenção.

Shindala e Stewart (1971) testaram três diferentes coagulantes no tratamento físico-químico de lagoas de estabilização, sulfato de alumínio, cloreto férrico e sulfato ferroso. As dosagens ótimas foram de 85 mg/L para os dois primeiros e de 125 mg/L para o sulfato ferroso. Concluíram que além de eliminar boa parcela do fósforo e do

carbono orgânico, o tratamento físico-químico de efluentes de lagoas de estabilização também reduz marcadamente a concentração de coliformes.

SINGER e HARRINGTON (1994) realizaram estudo de remoção de precursores de subprodutos da desinfecção por meio de coagulação com sais de alumínio e ferro e afirmaram que ela ocorre de duas maneiras distintas:

- Neutralização da carga elétrica negativa da matéria orgânica por espécies metálicas hidrolisadas e carregadas positivamente causando a precipitação da matéria orgânica;
- Adsorção da matéria orgânica nos hidróxidos metálicos precipitados.

Concluíram que a coagulação pode ser um método efetivo, simples e de custo relativamente baixo de remoção de precursores de subprodutos da desinfecção.

4. METODOLOGIA

4.1 DETERMINAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS EFLUENTES DO SISTEMA DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

Os efluentes utilizados como objetos de pesquisa são oriundos do módulo I do sistema de tratamento dos esgotos do Município de Lins/SP, que é composto por gradeamento médio e desarenação seguidos de três módulos iguais e paralelos de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, tratando 100 % dos esgotos sanitários do município, sem receber, aparentemente, contribuições de despejos industriais. O sistema pode ser observado na figura 15 sendo o módulo I aquele localiza na parte esquerda da imagem.

Figura 15 - Estação de tratamento de esgotos de Lins - SP.

A planta experimental foi instalada nas dependências do Centro Experimental de Reuso de Esgotos tratados na Agricultura, que fica na área em frente das lagoas de estabilização.

O sistema foi projetado para os dados apresentados no quadro 27, resultando em características apresentadas no mesmo quadro.

Quadro 27: Dados de Projeto do Sistema de Lagoas de Estabilização de Lins/SP.

Dados de Projeto	Lagoas Anaeróbias	Lagoas Facultativas
População atendida (habitantes)	67.000	67.000
Vazão média de esgoto (m ³ /dia)	12.000	12.000
Carga de DBO (kg/dia)	3.012	1.506
Comprimento (m)	106,25	404,75
Largura (m)	64,25	77,75
Área superficial por lagoa (m ²)	6.826,6	31.469,3
Área superficial total (m ²)	20.479,68	94.407,9
Taxa de aplicação superficial de DBO (kg/ha.d)	1.470,7	159,5 (*)
Profundidade útil (m)	4,1	1,9
Inclinação dos taludes (V:H)	1:1	1:1
Volume útil por lagoa (m ³)	23.227,0	55.528,87
Volume útil total (m ³)	69.681,1	166.586,6
Tempo de retenção hidráulica (dias)	5,8	13,9
Taxa de aplicação volumétrica de DBO (kg/m ³ . d)	0,043	0,009(*)

(*) Considerada a eficiência de 50% na remoção de DBO pelas lagoas anaeróbias.

Fonte: SABESP, 1997.

O efluente bruto bem como os efluentes da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa foram analisados quinzenalmente durante o período de pesquisa de forma a se obter uma avaliação continuada e de duração relativamente longa do sistema de tratamento. Foram coletadas amostras simples para determinação dos parâmetros:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio, DBO_{5,20};
- Demanda Química de Oxigênio, DQO;
- Nitrogênio Total Kjeldhal;
- Nitrogênio Amoniacal;
- Nitrito;
- Nitrato;
- Fósforo total;
- Sólidos em suspensão totais e voláteis;
- Coliformes Totais e Fecais;
- pH;

4.2 DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO REAL DO TANQUE DE CONTATO DE CLORO

O tempo teórico de detenção hidráulica (TDH) do tanque de contato de cloro é de 45 minutos, volume útil de 150,0 L e vazão de 200,0 L/h como na equação 28.

$$TDH = \frac{V}{Q} = \frac{150,0}{200,0} = 0,75h = 45 \text{ min} \quad (28)$$

A determinação do tempo de detenção hidráulica real (TDH_R) no tanque de contato de cloro foi realizada de acordo com a metodologia proposta por Inoue (2001). A metodologia utiliza uma relação praticamente linear ($R^2 = 0,9793$) entre a concentração de azul de metileno em água, até concentrações de 10 mg/L e a absorbância a 665 nm com cubeta de comprimento óptico de 1,0 cm. A curva que representa esta relação pode ser observada na figura 16. Após o reator estar operando em regime de vazão constante, faz-se uma aplicação tipo pulso de uma massa conhecida de azul de metileno na entrada do reator, medindo-se a absorbância a 665 nm a cada 2,0 minutos nas amostras coletadas na saída do mesmo.

Figura 16: Curava de calibração do azul de metileno.
Fonte: INOUE, 2001.

A massa de azul de metileno a ser introduzida na forma de pulso pode ser calculada pelas equações 29 e 30, admitindo que o sistema seja semelhante a três

reatores de mistura completa em série e que a máxima concentração de saída de azul de metileno seja de 6,0 mg/L:

$$C_{n,máx.} = \frac{C_1}{(n-1)!} \times (n-1)^{n-1} \times e^{-(n-1)} \quad (29)$$

Em que:

n = número de reatores em série;

$C_{n,máx.}$ = concentração máxima para n reatores em série;

C_1 = concentração máxima de saída para o primeiro reator.

$$C_1 = \frac{m}{V_1} \quad (30)$$

Em que:

C_1 = concentração máxima de saída para o primeiro reator;

V_1 = volume do primeiro reator;

m = massa de azul de metileno.

Por meio da absorbância determinada em cada amostra pode-se calcular a concentração de azul de metileno nas mesmas. Traça-se um gráfico relacionando estas concentrações de azul de metileno calculadas e o tempo de coleta de cada amostra. Este gráfico é curva de distribuição dos tempos de residência $[E(t)]$. O tempo médio de detenção hidráulica ($\bar{t}$), também chamado de TDH_R pode ser calculado pela equação (31).

$$TDH_R = \bar{t} = \int_0^{\infty} t \times E(t) dt \quad (31)$$

Em que:

$\bar{t}$ = tempo médio de detenção hidráulica calculado ou tempo de detenção hidráulica real;

t = tempo;

$E(t)$ = Distribuição dos tempos de residência;

Com a finalidade de atestar a confiabilidade do teste, pode-se calcular a massa recuperada de azul de metileno para compará-la à massa dosada na forma de pulso no início do teste através da equação (32):

$$m_{rec.} = Q_{REAL} \times \int_0^{\infty} C dt \quad (32)$$

Em que:

$m_{rec.}$ = massa recuperada de azul de metileno;

$\int_0^{\infty} C dt$ = área da curva de concentração em função do tempo;

Q_{REAL} = vazão real do teste aferida em rotâmetro calibrado.

4.3 SISTEMA DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO PARA PÓS-TRATAMENTO DOS EFLUENTES ANAERÓBIOS E FACULTATIVOS

A instalação piloto utilizada no pós-tratamento físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação) dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa foi projetada para trabalhar com a vazão de 200 L/h, alimentada por bombeamento de uma linha de vazão igual a 10 L/s separada por gravidade do efluente da lagoa facultativa I. O efluente excedente da linha de 10 L/s é descarregado no Córrego Campestre.

O sistema piloto é constituído de um tanque de mistura rápida (coagulação), munido de agitador, seguido de um tanque de mistura lenta (floculação), munido de três agitadores posicionados em compartimentos em série, que descarregam no decantador de placas paralelas (lamelar). Na figura 17 apresenta-se uma fotografia das instalações.

A vazão de alimentação foi mantida constante em todo o estudo em 200 L/h, mantendo-se fixos os tempos de detenção de 1,5 minutos na mistura rápida a um gradiente de velocidade de 1.000 s^{-1} (volume útil 4,3 L), 28 minutos no tanque de floculação (volume útil 93L) a 60, 45 e 30 s^{-1} nas câmaras em série e, no decantador lamelar, 20 minutos (volume útil 66 L).

A área superficial do decantador é de $0,06 \text{ m}^2$, perfazendo uma taxa de escoamento de $80 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. O esgoto entra no decantador pelo fundo, ao centro do poço de lodo, escoando no sentido ascendente entre nove placas paralelas inclinadas a 60° com a horizontal, e distantes entre si de $3,5 \text{ cm}$, sendo coletado na parte superior após vertedor retangular com taxa de apenas $28 \text{ m}^3/\text{m}\cdot\text{d}$.

Figura 17: Fotografia da planta piloto por processo físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação)

Neste sistema foram realizados ensaios de pós-tratamento dos efluentes anaeróbio utilizando $25,0 \text{ mgFe/L}$ como coagulante, na forma de cloreto férrico. Nos efluentes facultativos, o sulfato de alumínio se mostrou o coagulante com melhor desempenho, tendo sido dosado na quantidade de $28,0 \text{ mgAl/L}$.

4.4 SISTEMA DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO COM AR DISSOLVIDO PARA PÓS-TRATAMENTO DOS EFLUENTES ANAERÓBIOS E FACULTATIVOS

O sistema de pós-tratamento físico-químico por meio de coagulação/floculação/flotação com ar dissolvido é constituído das mesmas câmaras de mistura rápida e mistura lenta descritas no item anterior, somadas de câmara de saturação e tanque de flotação, para atender a mesma vazão de 200 L/h . O tanque de

flotação foi construído em acrílico, com dimensões de 1,0 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,55 m de altura útil. O volume útil é de 125 L.

A câmara de saturação de ar, também de acrílico, possui diâmetro de 200 mm e 1,50 m de altura, alimentada com efluente retornado do tanque de flotação por meio de uma bomba centrífuga de 2 cv de potência e um compressor de ar com vazão imposta para manter a pressão de 5 bar na câmara de saturação. A entrada de água é feita pela parte superior da câmara de saturação através de um tubo de PVC ½". A entrada de ar e saída do líquido saturado são feitas na parte inferior da câmara, com tubos de polipropileno de ¼" e PVC ½", respectivamente, e a vazão de ar é regulada por uma válvula reguladora de pressão e a vazão do líquido saturado é regulada por um rotâmetro, sendo mantida em 50 L/h. A entrada de água na câmara é controlada através de um temporizador que mantém a bomba ligada durante 3 minutos e desligada por 6 minutos, aproximadamente. O sistema foi projetado para trabalhar com uma relação ar/sólidos na faixa de 0,05 Kg ar/ Kg SS, resultando em uma taxa de aplicação de sólidos de 2,88 Kg SS/ m².dia e uma taxa de escoamento superficial de 24 m³/m².dia, no tanque de flotação. Na figura 18 e 19 apresentam-se imagens do tanque de flotação e da câmara de pressurização e na figura 21 apresenta-se um corte esquemático do sistema de flotação por ar dissolvido.

Neste sistema foi realizado ensaio de pós-tratamento dos efluentes anaeróbios utilizando sulfato de alumínio como coagulante, na razão de 20,0 mgAl/L. Para os efluentes facultativos, o coagulante utilizado foi o cloreto férrico, na quantidade de 50,0 mgFe/L, estabelecidos em testes anteriores desenvolvidos por Fabreti (2007).

Figura 18: Tanque de flotação por ar dissolvido.

Figura 19: Câmara de saturação de ar.

A figura 20 apresenta um croquis do sistema de pós-tratamento dos efluentes através de flotação por ar dissolvido.

Figura 20: Croquis da unidade piloto de floculação por ar dissolvido

Figura 21: Corte Esquemático do Sistema de Flotação por Ar Dissolvido.

4.5 ENSAIOS PRELIMINARES DE DESINFECÇÃO COM CLORO DO EFLUENTE BRUTO E DOS EFLUENTES DAS LAGOAS ANAERÓBIA E FACULTATIVA

Os ensaios preliminares de desinfecção foram realizados com a finalidade de determinar a dosagem de cloro suficiente para a completa inativação de coliformes totais. Foi utilizado um equipamento de Jar-test como misturador e realizados ensaios de batelada com 30 minutos de tempo de contato e dosagens de cloro de 4, 8, 12, 16 e 20 mg/L de cloro em amostras de dois litros de efluente bruto, da lagoa anaeróbia e da lagoa facultativa. As amostras foram cloradas com solução de hipoclorito de sódio com

concentração inicial de 1 mg/mL, com dosagem corrigida com base em resultados de determinação de cloro livre momentos antes da dosagem. As amostras não foram descloradas ao final do tempo de contato desejado com adição de bissulfito de sódio em excesso. Em cada amostra foram determinadas as concentrações de coliformes totais em 100 mL.

4.6 ENSAIOS DE DESINFECÇÃO COM CLORO DOS EFLUENTES DAS LAGOAS ANAERÓBIA E FACULTATIVA

Os ensaios de desinfecção com cloro dos efluentes das lagoas anaeróbia e facultativa foram realizados em um tanque de contato de cloro em acrílico com tempo de detenção hidráulica teórico de 45 minutos e tempo de detenção real aferido de 23 minutos. A vazão utilizada em todos os testes de foi 200 L/h e os efluentes foram clorados com solução aquosa de hipoclorito de sódio com concentração de cloro livre entre 0,5 e 1,2 mg/mL, aferida instantes antes do início de cada teste. As dosagens de cloro livre utilizadas nos testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios foram de 8,0 mgCl/L e 12,0 mgCl/L e nos testes de desinfecção dos efluentes da lagoa facultativa de 8,0 mgCl/L e 12,0 mgCl/L, suficientes para a completa inativação dos coliformes nos testes iniciais. As amostras eram coletadas de forma composta durante 45 minutos, depois de decorridas duas horas e quinze minutos (três vezes o tempo de detenção teórico) do início da cloração. As amostras eram coletadas em dois frascos distintos, sendo que em um deles adicionado bissulfito de sódio em excesso com o objetivo de gerar as amostras descloradas. As amostras foram analisadas 24 horas após as coletas, tendo sido preservadas à temperatura ambiente, em caixas térmicas.

O tanque de contato possui volume útil de 150,0 L e dimensões de 35 cm de profundidade, sendo 30 cm úteis, 100 cm de comprimento e 50 cm de largura. O tanque possui 4 chicanas internas paralelas ao comprimento produzindo um tanque com relação comprimento/largura igual a 50:1. A Alimentação do tanque é realizada junto ao fundo do tanque, sendo a tomada de saída junto ao nível do efluente no tanque. O referido tanque pode ser observado na Figura 22 contendo efluentes facultativos flotados com 24 mgAl/L.

Figura 22 - Tanque de contato de cloro.

4.7 ENSAIOS DE DESINFECÇÃO DOS EFLUENTES ANAERÓBIOS PÓS-TRATADOS

Os efluentes anaeróbios pós-tratados por sedimentação e por flotação com ar dissolvido foram submetidos a testes de desinfecção com dosagem hipoclorito de sódio suficientes para prover 2,0 e 4,0 mgCl/L. As amostras foram coletadas em quatro frascos, sendo dois desclorados por adição de bissulfito de sódio em excesso, da mesma forma utilizada nos testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios. Após 24 horas foram realizadas as análises em um frasco da amostra clorada e em um frasco da amostra clorada e desclorada. Os outros dois frascos foram mantidos refrigerados após as 24 horas para contraprova.

4.8 ENSAIOS DE DESINFECÇÃO DOS EFLUENTES FACULTATIVOS PÓS-TRATADOS

Os efluentes facultativos pós-tratados também foram submetidos a testes de desinfecção com dosagem hipoclorito de sódio suficientes para prover 2,0 e 4,0 mgCl/L. A coleta de amostras seguiu a mesma rotina do item anterior.

4.9 METODOLOGIAS DE ANÁLISES

As análises laboratoriais serão desenvolvidas de acordo com as metodologias propostas por APHA (1999) (Standard Methods 20th Edition) e USEPA (1999). O quadro 28 apresenta as análises físico-químicas realizadas e as respectivas metodologias

empregadas e No quadro 29 são sintetizadas as metodologias analíticas aplicadas na detecção dos indicadores biológicos.

Quadro 28: Variáveis Físico-Químicas e Metodologias Analíticas Empregadas

Característica	Metodologia
pH	4500 – H+ B, Standard Methods
Alcalinidade	2320 B, Standard Methods
Turbidez	2130 B, Standard Methods
DBO ₅ e DBO ₅ filtrada	5200 B, Standard Methods
DQO e DQO filtrada	5220 D, Standard Methods
NKT	4500 - N _{org} , Standard Methods
N-NH ₃	4500 – N-NH ₃ E, Standard Methods
Cloro residual livre	4500-Cl F., Standard Methods
Cloro combinado	4500-Cl F., Standard Methods
Cloro total	4500-Cl F., Standard Methods
Monocloramina	4500-Cl F., Standard Methods
Dicloramina	4500-Cl F., Standard Methods
Tricloramina	4500-Cl F., Standard Methods
Trihalometanos	6232 B.
Ácidos haloacéticos	EPA 552.3

Quadro 29: Indicadores Biológicos Monitorados e Métodos de Determinação Aplicados

Indicador	Metodologia Empregada	Referência
Coliformes Totais e Termotolerantes	Método Cromogênico. Técnica Colilert	Standard Methods
<i>Cryptosporidium</i> sp e <i>Giardia</i> sp	Método 1623 USEPA Filtração IMS/IFA	EPA821-R01-025
<i>Clostridium perfringens</i>	Técnica dos tubos múltiplos/NMP	CETESB. Norma Técnica L5.213
Enterococos	Técnica de membrana filtrante	CETESB. Norma Técnica L5212
Bacteriófagos específicos	Método quantitativo em amostras de água e esgoto	CETESB. Norma Técnica L5.233
Bacteriófagos colífagos somáticos	Determinação de colífagos em amostras de água	CETESB. Norma Técnica L5.225
Ovos de helmintos	Método Yanko	Standard Methods
Enterovirus	Método das placas de lise por 100 mL	Standard Methods
Contagem de algas	Método de UPAs/mL, câmara Sedwick-Rafter	Standard Methods
Clorofila <i>a</i>	Filtração da amostra, extração da clorofila com Acetona + MgCO ₃ e leitura em espectrofotômetro Aquamate MERCK	10200 H, Standard Methods

Os ensaios de toxicidade aguda com *Daphnia similis* foram realizados de acordo com a metodologia proposta pela NBR 12.713.

Os ensaios realizados em cada amostra podem ser observados no fluxograma abaixo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 RESULTADOS DO TESTE DE DETERMINAÇÃO DO TEMPO REAL DE DETENÇÃO HIDRÁULICA DO TANQUE DE CONTATO DE CLORO

O teste de determinação do tempo real de detenção hidráulica do tanque de contato de cloro resultou em uma distribuição dos tempos de residência $E(t)$ mostrado na figura 23.

Figura 23: Distribuição dos tempos de residência.

A figura 24 mostra a curva de distribuição do parâmetro Θ , relação entre o tempo genérico (t) e o tempo médio de detenção hidráulica ($\bar{t}$) bem como a curva normalizada (calculada) do mesmo parâmetro.

Figura 24: Distribuição dos tempos de residência.

O tempo real médio de detenção hidráulica calculado para as distribuições $E(t)$ e $E(\Theta)$ apresentados é de 23 minutos, sendo o tanque de contato de cloro chicaneado equivalente a dois reatores de mistura completa em série.

A grande diferença entre o tempo médio teórico de detenção hidráulica, de 45 minutos, e o tempo médio real de detenção hidráulica se dá na tendência de escoamento superficial apresentada no tanque e que pode ser visualizada na figura 25.

Figura 25: tanque de contato de cloro durante teste de determinação de tempo médio real de detenção hidráulica.

5.2 MONITORAMENTO DAS LAGOAS

Semanalmente foram coletadas amostras simples do esgoto bruto após a desarenação a gradeamento, da saída da lagoa anaeróbia e da saída da lagoa facultativa.

O quadro 30 apresenta os resultados e parâmetros estatísticos do pH das respectivas amostras.

Quadro 30: Índices estatísticos dos resultados de pH. (n = 20).

Amostra	pH		
	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	7,2	7,2	7,8
D Padrão	0,28	0,27	0,36
Coef. Var.	0,04	0,04	0,05
Máx.	7,9	7,9	8,4
Mín.	6,8	6,7	7,2

Os resultados de pH obtidos no monitoramento das lagoas estão ilustrados na figura 26.

Figura 26: pH – Monitoramento das lagoas.

A média do pH para o Esgoto bruto e efluente da Lagoa Anaeróbia foi de 7,2. Por outro lado o efluente da Lagoa Facultativa apresentou pH mais elevado, em média 7,8, isso ocorre devido ao consumo de bicarbonato pelas algas durante a fotossíntese, ou seja, tende a ocorrer a conversão do íon bicarbonato (HCO_3^-) a OH^- elevando assim o pH no final do processo.

Os índices estatísticos dos resultados de DBO estão no quadro 31 e os resultados ilustrados na figura 27.

Quadro 31: Índices estatísticos das concentrações de DBO. (n = 20)

DBO (mg O ₂ /L)				
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	L. Facultativa filtrada
Média	201	66	55	37
D Padrão	86,34	29,98	17,61	16,81
Coef. Var.	0,43	0,45	0,32	0,45
Máx.	420,0	133,0	90,0	85,0
Mín.	54,0	9,0	28,0	11,0
Eficiência		67,2%	72,9%

Figura 27: DBO (mg O₂/L) – Monitoramento das lagoas

No quadro 32 e figura 28 estão os resultados de DQO do monitoramento da ETE de Lins.

Quadro 32: Índices estatísticos das concentrações de DQO. (n = 20).

DQO (mg O ₂ /L)				
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa	L. Facultativa filtrada
Média	616	207	169	120
D Padrão	219,67	88,33	54,65	60,19
Coef. Var.	0,36	0,43	0,32	0,50
Máx.	890,0	340,0	267,0	277,0
Mín.	180,0	30,0	87,0	40,0
Eficiência		66,5%	72,5%

Figura 28: DQO (mg O₂/L) – Monitoramento das lagoas

Em média 67% das concentrações de DBO e DQO são removidas na lagoa anaeróbia. Já na lagoa facultativa observa-se que em média há um aumento na remoção, para 73% atingindo 55 mg O₂/L de DBO e 169 mg O₂/L de DQO, mas ocasionalmente os resultados de DBO e DQO podem ser maiores no efluente da lagoa facultativa do que no efluente da lagoa anaeróbia, isto ocorre devido ao desenvolvimento de algas na lagoa facultativa que também contribui na demanda de oxigênio. Esta influência pode ser percebida quando se realiza a análise da amostra filtrada, onde foi possível atingir uma DBO_{5,20} média de 37 mg O₂/L e DQO de 120 mg O₂/L.

Os resultados de Nitrogênio Total Kjeldhal estão apresentados no quadro 33 e ilustrado na Figura 29.

Quadro 33: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Total Kjeldhal (n = 20).

NKT (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	50,5	42,6	32,9
D Padrão	20,23	4,62	4,23
Coef. Var.	0,40	0,11	0,13
Máx.	95,2	51,2	44,2
Mín.	26,1	30,2	25,2
Eficiência		15,6%	34,8%

Figura 29: Nitrogênio Total Kjeldahl (mg/L) – Monitoramento das lagoas

O quadro 34 contém os índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio amoniacal, sendo os mesmos ilustrados em forma de gráfico na figura 30.

Quadro 34: Índices estatísticos das concentrações de Nitrogênio Amoniacal. (n = 20).

N-NH ₃ (mg/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	44,3	37,9	27,9
D Padrão	18,39	5,53	2,91
Coef. Var.	0,42	0,15	0,10
Máx.	75,3	45,6	33,0
Mín.	20,5	26,9	21,5
Eficiência		14,3%	37,1%

Figura 30: Nitrogênio amoniacal (mg/L) – Monitoramento das lagoas

O nitrogênio não é removido de forma significativa em sistemas de lagoas de estabilização, a não ser que se tenha uma lagoa terciária com menor profundidade e maior tempo de detenção, o que não é o caso. Pode-se verificar uma remoção muito baixa de NKT e N-NH_3 atingindo uma média ao final do tratamento de 32,9 mg/L e 27,9 mg/L, respectivamente. Não cumprindo com as exigências da Resolução N° 357 do CONAMA, cujo padrão de emissão é de 20 mg/L de Nitrogênio amoniacal.

Os índices estatísticos das concentrações de Coliformes Termotolerantes estão apresentados no quadro 35 e ilustrados graficamente na Figura 31.

Quadro 35: Índices estatísticos das concentrações de Coliformes Termotolerantes (n = 14).

Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	9,9E+07	2,7E+07	9,0E+05
D Padrão	1,3E+08	6,0E+07	1,2E+06
Coef. Var.	1,34	2,25	1,30
Máx.	4,6E+08	2,4E+08	4,3E+06
Mín.	9,3E+05	2,4E+05	9,3E+01
Eficiência		73,1%	99,1%

Figura 31: Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL) – Monitoramento das lagoas

Ao longo do tratamento ocorre uma redução de até duas unidades logarítmicas atingindo valores de Coliformes termotolerantes no final do tratamento de $9,0 \times 10^5$ NMP/100mL, em desacordo com a resolução CONAMA 357/2005.

O quadro 36 e a figura 32 apresentam os resultados da concentração de Helmintos do monitoramento das lagoas.

Quadro 36: Índices estatísticos das concentrações de Helmintos (n = 7).

Helmintos (ovos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	5,0	5,1	2,4
D Padrão	1,5	4,7	2,8
Coef. Var.	0,30	0,91	1,16
Máx.	8,0	15,0	9,0
Mín.	3,0	1,0	0,0
Eficiência			51,4%

Figura 32: Concentração de ovos de Helmintos – Monitoramento das Lagoas

O sistema em questão apresentou grande variabilidade nos resultados da contagem de ovos viáveis de helmintos atingindo uma eficiência média de 51%, tendo como valores máximo e mínimo no efluente da lagoa facultativa, 9 ovos/L e 0 ovo/L, respectivamente.

O quadro 37 e a figura 33 apresentam os resultados da concentração de *Giardia sp* do monitoramento das lagoas.

Quadro 37: Índices estatísticos das concentrações de *Giardia sp* (n = 10).

<i>Giardia sp</i> (cistos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	4,6E+02	1,8E+02	3,9E+01
D Padrão	1,9E+02	1,1E+02	4,5E+01
Coef. Var.	0,40	0,64	1,16
Máx.	7,8E+02	3,5E+02	1,6E+02
Mín.	1,5E+02	8,2E+00	2,0E-01
Eficiência		61,8%	91,6%

Figura 33: Concentração de *Giardia* sp – Monitoramento das Lagoas

O quadro 38 e figura 34 apresentam os resultados da concentração de *Cryptosporidium* sp do monitoramento das lagoas.

Quadro 38: Índices estatísticos das concentrações de *Cryptosporidium* sp (n = 10).

<i>Cryptosporidium</i> sp (oocistos/L)			
Amostra	Esgoto bruto	Lagoa Anaeróbia	Lagoa Facultativa
Média	2,0E+02	7,4E+01	1,3E+01
D Padrão	1,7E+02	3,7E+01	1,4E+01
Coef. Var.	0,82	0,50	1,12
Máx.	6,7E+02	1,2E+02	5,3E+01
Mín.	4,4E+01	3,5E+00	2,0E-01
Eficiência		63,5%	93,7%

Figura 34: Concentração de *Cryptosporidium sp* – Monitoramento das Lagoas

A remoção de protozoários nas lagoas mostrou-se eficiente, atingindo uma redução de 94% de *Cryptosporidium sp* e 92% de *Giardia sp*, porém a contagem destes protozoários no efluente da lagoa facultativa ainda é significativa, em média 13 oocistos/L de *Cryptosporidium sp* e 39 cistos/L de *Giardia sp*.

5.2 RESULTADOS DOS TESTES DE DESINFECÇÃO DOS EFLUENTES ANAERÓBIOS

Os testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios foram realizados com concentrações de cloro livre de 8,0 e 12,0 mg/L, objetivando a total inativação dos grupos coliformes, porém isso não se obteve em todos os testes.

Os testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios pós-tratados por meio de coagulação e floculação com 20 mgAl/L na forma de sulfato de alumínio, seguidas de flotação por ar dissolvido, e também através de coagulação e floculação com 25 mgFe/L, na forma de cloreto férrico, seguidas de sedimentação em decantador lamelar de alta taxa, foram clorados com dosagens de 2,0 e 4,0 mg/L de cloro livre, o que também não foi suficiente para total inativação dos grupos coliformes em todos os testes.

Os testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios sem pós-tratamento ocorreram na faixa de pH compreendida entre 6,7 e 6,9, com DQO média de 201,0 mg/L e concentrações médias de N-NH₃ entre 31,5 mg/L e 32,1 mg/L.

As quantidades de THMs formados no teste de desinfecção dos efluentes anaeróbios com 8,0 mg/L de cloro livre foi bastante pequena. Foram formados 12,4 µg/L de THMs totais, dos quais 9,9 µg/L de clorofórmio e o restante dividido entre bromofórmio e diclorobromometano. Os resultados estão apresentados na figura 35.

Figura 35: THMs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L.

Os testes utilizando 8,0 mg/L resultaram em concentrações residuais médias de coliformes fecais de $1,6 \times 10^5$ NMP/100mL.

Nas amostras descloradas, a formação de THMs se deu em quantidades pouco inferiores, sendo 8,6 µg/L de clorofórmio e 2,2 µg/L de diclorobromometano, totalizando 10,8 µg/L de THMs (figura 36).

Figura 36: THMs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.

A formação de ácidos haloacéticos totais no teste de desinfecção dos efluentes anaeróbios utilizando dosagem de cloro livre de 8,0 mg/L foi de 78,9 µg/L, sendo destes 40,3 µg/L de ácido dicloroacético, 35,28 µg/L de ácido dibromoacético e 3,3 µg/L de ácido tricloroacético. Os resultados são apresentados na figura 37.

Figura 37: AHAs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L.

A quantidade de AHAs totais formados se aproxima muito do limite de 80,0 µg/L preconizados pela USEPA para água potável, adotado como baliza para esta análise por inexistência de recomendação para esgotos.

No teste com descloração a quantidade de AHAs formados foi bastante inferior àquelas do teste sem descloração. Os AHAs atingiram 25,5 µg/L, sendo 15,3 µg/L de ácido dicloroacético, 6,5 µg/L de ácido dibromoacético e 3,7 µg/L de ácido tricloroacético. Os resultados são apresentados na figura 38.

Figura 38: AHAs – anaeróbia clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.

A descloração evitou a formação de aproximadamente 68% dos AHAs totais.

Foram produzidos 14,4 $\mu\text{g/L}$ de THMs totais no teste de desinfecção dos efluentes anaeróbios utilizando 12,0 mg/L de cloro livre, na forma de clorofórmio, 11,6 $\mu\text{g/L}$, 1,8 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e traços de bromofórmio e dibromoclorometano, vistos na figura 39.

Figura 39: THMs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L.

Apesar de levemente superiores à quantidade de THMs totais formados no teste com dosagem de 8,0 mg/L de cloro livre (12,4 $\mu\text{g/L}$), as quantidades não refletem o aumento de 50 % na dosagem de cloro livre, tampouco de aproximam dos 100,0 $\mu\text{g/L}$ preconizados pela USEPA. No mesmo teste, nas amostras descloradas, foram formados 16,3 $\mu\text{g/L}$ de THMs totais, dos quais 11,9 $\mu\text{g/L}$ de clorofórmio, 3,3 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e 1,1 $\mu\text{g/L}$ de bromofórmio. A figura 40 traz os resultados.

Figura 40: THMs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.

Estas quantidades são da mesma ordem de grandeza daquelas formadas no teste sem descloração, o que leva a conclusão de que esta reduzida formação de THMs totais se deve à presença de elevadas concentrações de N-NH_3 (entre 31,5 mg/L e 32,1 mg/L), e não à descloração. Os testes de desinfecção com 12,0 mg/L de cloro livre resultaram em concentrações residuais de $9,6 \times 10^3$ NMP/100mL de coliformes fecais.

No teste de cloração dos efluentes anaeróbios com 12,0 mgCl/L as quantidades de ácidos haloacéticos totais formados foi de 185,3 $\mu\text{g/L}$, sendo destes 128,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético e 56,5 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético, conforme figura 41.

Figura 41: AHAs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L.

Foram determinadas concentrações de 37,7 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 37,3 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e 2,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético, totalizando 77,8 $\mu\text{g/L}$ de AHAs, nas amostras dos efluentes anaeróbios clorados com 12,0 mgCl/L e desclorados, conforme figura 42.

Figura 42: AHAs – anaeróbia clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.

A descloração evitou novamente a formação de grande parte dos AHAs totais, reduzindo em 58% as concentrações médias encontradas.

A desinfecção dos efluentes anaeróbios pós-tratados por flotação com ar dissolvido utilizando 2,0 mg/L de cloro livre resultou na formação de 9,9 µg/L de THMs totais, sendo 7,3 µg/L de clorofórmio e 2,6 µg/L de diclorobromometano (figura 43). Todos os testes de desinfecção destes efluentes com 2,0 mg/L de cloro livre ocorreram na faixa de pH de 6,9 a 7,1, com concentrações médias de 27,6 mg/L de N-NH₃, 122,8 mg/L de DQO e resultaram em concentração residual média de coliformes termotolerantes de $1,24 \times 10^3$ NMP/100mL.

Figura 43: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.

Figura 44: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

A descloração das amostras do teste anterior de desinfecção produziu efluentes com concentrações de THMs semelhantes, conforme a figura 44.

Foram formados 10,3 $\mu\text{g/L}$ sendo 8,5 $\mu\text{g/L}$ de clorofórmio, 1,9 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e traços de bromofórmio.

A formação de ácidos haloacéticos no teste de desinfecção dos efluentes anaeróbios flotados com 2,0 mg/L de cloro livre resultou em concentrações de 87,9 $\mu\text{g/L}$ de AHAs totais. A distribuição destes se deu na forma de 56,0 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 30,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e aproximadamente 1,0 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético, conforme figura 45.

Figura 45: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.

Figura 46: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

A descloração novamente evitou a formação de boa parte dos AHAs. A redução na formação devido à descloração das amostras do teste de desinfecção anterior foi de 33%.

Foram formados 59,0 µg/L de AHAs totais, sendo 45,5 µg/L de ácido dicloroacético e 13,5 µg/L de ácido dibromoacético (figura 46). A quantidade de AHAs totais é inferior aos 80,0 µg/L preconizados.

Os testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios pós-tratados por flotação com ar dissolvido utilizando com 4,0 mg/L de cloro livre ocorreram na faixa de pH de 6,9 a 7,1, com concentrações médias de 27,6 mg/L de N-NH₃, 122,8 mg/L de DQO e resultaram concentrações residuais de coliformes fecais de 6,6 x 10² NMP/100mL.

A formação de THMs nos efluentes anaeróbios pós-tratados por flotação com ar dissolvido está descrita na figura 47.

Figura 47: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.

O teste de desinfecção com 4,0 mg/L de cloro livre resultou na formação de 14,7 µg/L. Destes, aproximadamente 10,0 µg/L eram clorofórmio, 3,3 µg/L de diclorobromometano e traços de dibromoclorometano e bromofórmio.

A descloração das amostras anteriores não resultou em alteração sensível nas concentrações de THMs.

De acordo com a figura 48 a formação de THMs totais foi de 11,6 µg/L, com 8,7 µg/L de clorofórmio, 2,1 µg/L de diclorobromometano, aproximadamente 1,0 µg/L de bromofórmio e traços de dibromoclorometano.

Figura 48: THMs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

Os resultados da figura 49 mostram a formação de AHAs no teste de desinfecção com 4,0 mg/l de cloro livre realizado com o efluente anaeróbio pós-tratado por flotação.

Figura 49: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.

Foram formados 100,4 µg/L de AHAs totais, destes, 76,7 µg/L de ácido dicloroacético, 21,5 µg/L de ácido dibromoacético e aproximadamente 2,1 µg/L de ácido tricloroacético. A quantidade de AHAs totais ultrapassa os 80,0 µg/L preconizados.

A descloração produziu amostras com concentração média de AHAs totais de 65,9 µg/L, aproximadamente 35% inferior ao teste sem descloração.

Esta concentração de AHAs passa a ser, após a descloração, compatível com o padrão adotado de comparação de 80 µg/L de AHAs totais. Os resultados estão na figura 50.

Figura 50: AHAs – anaeróbia flotada 20,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

Os efluentes anaeróbios pós-tratados por sedimentação após coagulação e floculação com cloreto férrico também foram submetidos a testes de desinfecção com 2,0 e 4,0 mg/L de cloro livre.

Estes testes de desinfecção se desenvolveram sob condições de concentração média de N-NH₃ de 36,0 mg/L, concentração média de DQO de 125,3 mg/L e pH entre 6,8 a 7,0.

Os testes com 2,0 mg/l de cloro livre resultaram em concentração residual média de $3,5 \times 10^3$ NMP/100mL de coliformes termotolerantes e os testes com 4,0 mg/L de cloro livre em concentrações residuais de $2,4 \times 10^2$ NMP/100mL.

No teste de desinfecção dos efluentes anaeróbios sedimentados utilizando 2,0 mg/L de cloro livre a formação de THMs totais foi de 11,1 µg/L, na forma de 7,6 µg/L de clorofórmio, 2,4 µg/L de diclorobromometano, apresentando ainda traços de bromofórmio e dibromoclorometano, resultados apresentados na figura 51.

Figura 51: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.

A descloração não produziu resultado significativo de redução da formação de THMs totais, que foram de 11,4 µg/L, na forma de 8,7 µg/L de clorofórmio, 1,5 µg/L de diclorobromometano, aproximadamente 1,0 µg/L de bromofórmio e traços de Dibromoclorometano. Os resultados apresentados na figura 52 representam concentrações bastante reduzidas.

Figura 52: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

O teste de desinfecção com 2,0 mg/L de cloro livre resultou em significativa formação de AHAs totais, 126,5 µg/L. Destes, 77,6 µg/L eram de ácido dicloroacético, 43,3 µg/L de ácido dibromoacético e 5,5 µg/L de ácido tricloroacético. Os resultados estão na figura 53.

Figura 53: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.

Nos resultados apresentados a descloração não produziu resultados significativos na redução da formação de AHAs totais. As quantidades na amostra desclorada atingiram 120,3 µg/L, concentração apenas 5% inferior àquela do teste sem descloração. Destes 120,3 µg/L, temos 78,8 µg/L de ácido dicloroacético, 39,3 µg/L de ácido dibromoacético e 2,2 µg/L de ácido tricloroacético. Resultados na figura 54. A concentração de AHAs totais é superior ao padrão adotado para comparação, de 80,0 µg/L.

Figura 54: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

No teste de cloração com 4,0 mg/L de cloro livre realizado nos efluentes anaeróbios pós-tratados por sedimentação, bem como no teste com descloração, não houve formação significativa de THMs. No primeiro, foram formados 13,0 µg/L de

THMs totais, distribuídos em de 6,3 $\mu\text{g/L}$ de clorofórmio, 6,1 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e traços de bromofórmio e dibromoclorometano. Resultados na figura 55. No segundo teste, com descloração, também foram formados 13,0 $\mu\text{g/L}$ de THMs totais, na forma de 7,9 $\mu\text{g/L}$ de clorofórmio, 4,2 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e traços de bromofórmio e dibromoclorometano. Resultados na figura 56.

Figura 55: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.

Figura 56: THMs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

Nos efluentes anaeróbios pós-tratados por sedimentação desinfetados com 4,0 mg/L de cloro livre, sem descloração, houve significativa formação de AHAs. Foram formados 124,1 $\mu\text{g/L}$ de AHAs totais, sendo destes 54,3 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 63,0 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e 6,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético, conforme a figura 57. Novamente a quantidade de AHAs ultrapassa o padrão comparativo adotado.

Figura 57: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.

Estranhamente a amostra desclorada apresentou concentração de AHAs totais superior àquela da amostra sem descloração (figura 58).

Figura 58: AHAs – anaeróbia sedimentada 25,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

A formação de AHAs totais foi de 155,2 µg/L, dos quais 101,9 µg/L de ácido dicloroacético, 49,7 de ácido dibromoacético e 3,6 µg/L de ácido tricloroacético (figura 58).

Um resumo dos dados apresentados está colocado no quadro 39.

Quadro 39: resumo da formação de subprodutos nos testes com efluentes anaeróbios.

AMOSTRA		Parâmetro					
		pH	N-NH ₃	DQO	THMs	AHAs	Residual de coliformes fecais
		~	mg/L	mg/L	µg/L	µg/L	NMP/100mL
ANAERÓBIA CLORADA 8 mgCl/L	A	6,7 a 6,9	31,5	201,0	12,4	78,9	1,60E+05
ANAERÓBIA CLORADA 8 mgCl/L DESCOLORADA	B		31,5	201,0	10,8	25,5	
ANAERÓBIA CLORADA 12 mgCl/L	C		32,1	201,0	14,4	185,3	
ANAERÓBIA CLORADA 12 mgCl/L DESCOLORADA	D		32,1	201,0	16,3	77,8	
ANAERÓBIA FLOTADA 20 mgAl/L CLORADA 2 mgCl/L	E		27,6	122,8	9,9	87,9	
ANAERÓBIA FLOTADA 20 mgAl/L CLORADA 2 mgCl/L DESCOLORADA	F	6,9 a 7,1	27,6	122,8	10,3	59,0	1,24E+03
ANAERÓBIA FLOTADA 20 mgAl/L CLORADA 4 mgCl/L	G		27,6	122,8	14,7	100,4	
ANAERÓBIA FLOTADA 20 mgAl/L CLORADA 4 mgCl/L DESCOLORADA	H		27,6	122,8	11,6	65,9	
ANAERÓBIA SEDIMENTADA 25 mgFe/L CLORADA 2 mgCl/L	I	6,8 a 7,0	36,0	125,3	11,1	126,5	3,46E+03
ANAERÓBIA SEDIMENTADA 25 mgFe/L CLORADA 2 mgCl/L DESCOLORADA	J		36,0	125,3	11,4	120,3	
ANAERÓBIA SEDIMENTADA 25 mgFe/L CLORADA 4 mgCl/L	L		36,0	125,3	13,0	124,1	
ANAERÓBIA SEDIMENTADA 25 mgFe/L CLORADA 4 mgCl/L DESCOLORADA	M		36,0	125,3	13,0	155,2	

Devido às pequenas quantidades formadas de THMs, e também à baixa variação das concentrações, não se tentou traçar a correlação entre a formação destes subprodutos e os demais parâmetros apresentados no quadro 39.

Com relação à formação de AHAs, a figura 59 mostra que não há correlação entre a formação de AHAs e as concentrações de DQO nos testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.

As amostras estão indexadas de A até M, de acordo com o quadro 39.

Figura 59: DQO x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.

A concentração de N-NH₃ também não apresentou correlação com a formação de AHAs. Deve-se levar em conta que as concentrações foram bastante elevadas em todos os testes, como pode ser observado na figura 60.

Figura 60: N-NH₃ x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.

A dosagem de cloro também não apresenta influência sobre a formação de AHAs (figura 61), nas concentrações utilizadas nos testes.

Figura 61: Dose de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios com e sem pós-tratamento.

A influência do pH não pôde ser determinada, uma vez que a variabilidade deste parâmetro foi muito pequena nos testes de desinfecção dos efluentes anaeróbios.

5.3 RESULTADOS DE DESINFECÇÃO DOS EFLUENTES FACULTATIVOS

Os testes de desinfecção dos efluentes facultativos foram realizados com concentrações de cloro livre (8,0 mg/L e 12,0 mg/L) suficientes para promover a completa inativação dos grupos coliformes presentes nos efluentes. Em todas as amostras consideradas a contagem do número mais provável de unidades formadoras de colônias destes microrganismos indicativos foi menor do que 3,0 UFC/100mL.

A figura 62 mostra as quantidades formadas de trihalometanos na desinfecção dos efluentes da lagoa facultativa utilizando 8,0 mg/L de cloro livre, sem descloração. Nestes testes a concentração média de nitrogênio amoniacal foi de 28,06 mg/L, com valor máximo de 29,96 mg/L e mínimo de 26,90 mg/L. A DQO média foi de 194,6 mg/L, em intervalo entre 180,0 e 209,0 mg/L. O pH variou entre 7,8 e 8,0.

Figura 62: THMs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L.

A formação de THMs se deu quase toda na forma de clorofórmio, com pequena formação de diclorobromometano. As quantidades formadas, com média de 15,85 µg/L são bem inferior aos 100,0 µg/L preconizados pela legislação para água potável.

A figura 63 apresenta a formação de trihalometanos nas amostras de efluentes facultativos clorados com 8 mg/L de cloro livre e desclorados pela adição em excesso de bissulfito de sódio. As concentrações de nitrogênio amoniacal e DQO, bem como os valores de pH, são as mesmas apresentadas para os testes de cloração dos efluentes facultativos com 8,0 mg/L de cloro livre.

Figura 63: THMs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.

A formação de THMs também se deu quase toda na forma de clorofórmio, com pequenas formações de bromofórmio e diclorobromometano. A concentração média formada de trihalometanos totais foi de 8,03 µg/L, praticamente a metade para as amostras apenas cloradas, devido provavelmente à interrupção na reação de formação dos trihalometanos quando o cloro livre é sequestrado na descloração. A reação de descloração é imediata, enquanto a de formação dos trihalometanos pode se estender por dias, desde que existam disponíveis seus precursores e cloro livre.

A figura 64 mostra a quantidade formada de ácidos haloacéticos nos efluentes facultativos desinfetados com 8,0 mg/L de cloro livre.

Foram formados em média 171,63 µg/L de ácidos haloacéticos totais, na maior parte ácido dicloroacético, 147,12 µg/L e ácido dibromoacético, 19,31 µg/L. O restante foi de ácido dicloroacético, não se observando quantidades significativas de ácido monocloraacético e de ácido bromocloroacético.

Em comparação às quantidades formadas de trihalometanos, as quantidades formadas de ácidos haloacéticos são aproximadamente, em média, 11 vezes superiores, o que leva a crer que a característica dos precursores seja de compostos que possuem grupos funcionais de ácidos carboxílicos (COOH). Segundo estudo de Chang et al (2006) que mostra que, dependendo a característica do precursor, a relação em massa entre a formação de ácidos haloacéticos e trihalometanos pode variar de 0,13 a 21. Ele utilizou como precursores compostos químicos com grupo funcional hidroxila (OH), florogucinol e resorcinol, e também compostos químicos com grupos funcionais hidroxila e ácido carboxílico (COOH), o ácido 3-hidroxibenzóico e o ácido 4-

hidroxibenzoico. Estes últimos formaram quantidades de AHAs 21 vezes maior que a THMs. Além disso, os valores de pH inferiores a 7,0 podem favorecer a formação de AHAs.

Os testes foram desenvolvidos sob as mesmas concentrações de nitrogênio amoniacal e DQO, bem como os valores de pH dos testes anteriores.

Figura 64: AHAs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L.

A figura 65 mostra as quantidades formadas de ácidos haloacéticos nas amostras de efluente facultativo cloradas com 8,0 mg/L de cloro livre e descloradas.

Foram formados em média 54,65 µg/L de ácidos haloacéticos totais, sendo a maior parte ácido dibromoacético, 34,83 µg/L, ácido dicloroacético, 19,53 µg/L e ácido tricloroacético, 13,96 µg/L. Também não foram formadas quantidades significativas de ácido monocloroacético e bromocloroacético. As condições de N-NH₃, DQO, pH são as mesmas dos testes anteriores.

Comparando-se a formação média de ácidos haloacéticos à formação média de trihalometanos nas amostras de efluentes facultativos clorados com 8,0 mg/L de cloro livre e descloradas, a primeira é aproximadamente 7,0 vezes superior à segunda. A descloração removeu ou evitou a formação de 68 % da concentração de ácidos haloacéticos e de 49 % do total de trihalometanos. Isso pode indicar que a reação de formação dos ácidos haloacéticos possa ser mais lenta que a reação de formação de trihalometanos.

Figura 65: AHAs – facultativa clorada 8,0 mgCl/L e desclorada.

Todos os testes de desinfecção dos efluentes facultativos com 12,0 mg/L de cloro livre também ocorreram nas mesmas condições de pH, DQO e N-NH₃ apresentadas nos testes anteriores.

A figura 66 mostra as quantidades formadas de trihalometanos na desinfecção dos efluentes facultativos com 12,0 mg/L de cloro livre, sem descloração.

Figura 66: THMs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L.

A quantidade média formada de trihalometanos foi de 14,68 µg/L, praticamente a mesma formada no teste de desinfecção com 8,0 mg/L de cloro (15,85 µg/L), mostrando que mesmo com a elevação da dosagem de cloro livre, as quantidades existentes de nitrogênio amoniacal parecem impedir a formação de quantidades maiores de trihalometanos. A formação se deu na maior parte na forma de

clorofórmio, 12,63 $\mu\text{g/L}$, seguido de diclorobromometano, 2,05 $\mu\text{g/L}$, bastante semelhante ao teste com dosagem de 8,0 mg/L de cloro livre.

As quantidades formadas de ácidos haloacéticos no teste de cloração dos efluentes facultativos com 12,0 mg/L de cloro livre são apresentadas na figura 67.

Figura 67: AHAs: facultativa clorada 12,0 mgCl/L.

Foram formados em média 222,85 $\mu\text{g/L}$ de ácidos haloacéticos totais, distribuídos em média na forma de 184,05 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 35,90 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e 2,9 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético. As quantidades formadas são em média 30% superiores ao teste de desinfecção com 8,0 mg/L de cloro livre, apresentando comportamento diferente do ocorrido com os trihalometanos. Para os ácidos haloacéticos, a dosagem de cloro parece influenciar a formação destes, de forma diretamente proporcional.

A quantidade média formada de ácidos haloacéticos foi 18 vezes superior àquela formada de trihalometanos.

A quantidade média formada de trihalometanos no teste de cloração dos efluentes facultativos com 12,0 mg/L de cloro livre e descloração foi de 12,73 $\mu\text{g/L}$, na maior parte clorofórmio, 10,08 $\mu\text{g/L}$, diclorobromometano, 2,34 $\mu\text{g/L}$ e dibromoclorometano, traços (figura 68).

Figura 68: THMs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.

Comparando-se às quantidades formadas no teste sem descloração, a redução foi de aproximadamente 2,0 µg/L nos trihalometanos totais.

A figura 69 traz as quantidades formadas de ácidos haloacéticos no teste de desinfecção dos efluentes facultativos com 12,0 mg/L de cloro livre e posterior descloração.

Figura 69: AHAs – facultativa clorada 12,0 mgCl/L e desclorada.

Foram formados em média 40,05 µg/L de ácido dibromocloroacético, 29,68 µg/L de ácido dicloroacético e 5,44 µg/L de ácido tricloroacético, somando 75,17 µg/L de ácidos haloacéticos totais. Não se observou formação de ácido monocloraacético e de ácido diclorobromoacético. Estas quantidades de ácidos haloacéticos totais são aproximadamente 38% superiores àquelas formadas no teste com dosagem de 8,0 mg/L

de cloro livre e posterior descloração, levando novamente à idéia de que a dosagem de cloro livre influencia a formação dos ácidos haloacéticos. A descloração reduziu a formação de ácidos haloacéticos em 66% aproximadamente, semelhantemente ao que ocorreu com a dosagem de 8,0 mg/L de cloro livre.

Com o intuito de verificar a possível influência das concentrações dos precursores (medidas na forma de DQO) na formação dos subprodutos testados foram realizados testes de pós-tratamento dos efluentes da lagoa facultativa por meio de coagulação e floculação com cloreto férrico, com dosagem de 50,0 mg Fe/L, seguido de flotação com ar dissolvido, e também coagulação e floculação com sulfato de alumínio, com dosagem de 28 mgAl/L, seguido de sedimentação em decantador de alta taxa. Estes efluentes pós-tratados foram submetidos a testes de cloração com dosagens de cloro de 2,0 e 4,0 mg/L de cloro livre, que também foram submetidas aos testes de descloração.

A figura 70 mostra as quantidades de trihalometanos formadas em ensaio de desinfecção com 2,0 mg/L de cloro livre nas amostradas pós-tratadas por flotação.

Figura 70: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.

Os testes de cloração com 2,0 mg/L de cloro livre, bem como os testes desta dosagem com posterior descloração ocorreram com concentração média de DQO de 62,0 mg/L, concentração média de N-NH₃ de 28,5 mg/L e com valores de pH na faixa 6,8 a 7,1. A redução nos valores de pH, quando comparados aos testes de desinfecção dos efluentes facultativos sem pós-tratamento ocorreram devido à ação do coagulante. As quantidades de nitrogênio amoniacal são semelhantes e a concentração de DQO é aproximadamente igual a 32% daquela apresentada.

A formação de THMs é semelhante aos testes anteriores. A concentração média de THMs totais nos testes foi de 19,5 µg/L, distribuídos entre clorofórmio, 17,41 µg/L e bromofórmio, 1,33 µg/L. Traços de diclorobromometano.

O teste de descloração produziu efluentes com 11,5 µg/L de THMs totais, sendo 10,5 µg/L de clorofórmio e traços de bromofórmio e diclorobromometano. Os resultados são mostrados na figura 71.

Figura 71: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

O teste de cloração com 2,0 mg/L de cloro livre aplicados aos efluentes da lagoa facultativa pós-tratados por meio de flotação por ar dissolvido produziu em média 149,3 µg/L de AHAs totais, distribuídos entre ácido dicloroacético, 104,6 µg/L, ácido tricloroacético, 27,4 µg/L e ácido dibromoacético, 16,9 µg/L, traços de ácido diclorobromoacético, mostrados na figura 72. Apesar das quantidades de cloro e DQO serem bastante inferiores àsquelas dos testes de desinfecção dos efluentes facultativos sem pós-tratamento (DQO = 194,6 mg/L, dosagens de cloro livre de 8,0 e 12,0 mg/L) estas quantidades formadas não são proporcionalmente inferiores, tampouco a presença de N-NH₃ nas mesmas concentrações parece ser capaz de evitar, nas condições apresentadas, a formação de AHAs.

Figura 72: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L.

O teste de cloração com 2,0 mg/L de cloro livre aplicados aos efluentes da lagoa facultativa pós-tratados com posterior descloração produziu os resultados apresentados na figura 73.

Figura 73: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

Foram formados em média 37,3 µg/L AHAs totais, sendo 16,46 µg/L de ácido dibromoacético, 14,85 µg/L de ácido dicloroacético e aproximadamente 6,0 µg/L de ácido tricloroacético. A formação foi 75% inferior comparada ao teste de desinfecção apenas. A descloração novamente se mostra capaz de produzir efluentes com concentrações da AHAs inferiores a 80 µg/L.

Nos testes de desinfecção dos efluentes facultativos pós-tratados por flotação utilizando dosagem de 4,0 mg/L de cloro livre foram produzidas as concentrações de

THMs mostradas na figura 74. Os testes ocorreram na faixa de pH compreendida entre 6,8 e 7,1, DQO de 55,0 mg/L ,em média, e N-NH₃ na concentração média de 30,1 mg/L.

Figura 74: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.

A quantidade de clorofórmio formado, em média, foi de 12,88 µg/L, mais 1,75 µg/L de bromofórmio e 1,79 µg/L de ácido diclorobromoacético, somando 16,4 µg/L de THMs totais. Esta formação é semelhante àquela do teste com 2,0 mg/L de cloro livre (19,5 µg/L de THMs totais), reforçando a hipótese apresentada no referencial teórico de que as concentrações elevadas de N-NH₃ são capazes de evitar a formação de THMs.

Descolorando as amostras anteriores no momento de sua coleta, foram obtidos os números ilustrados na figura 75.

Figura 75: THMs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e descolorada.

Neste caso, a quantidade média de clorofórmio formado foi de 12,93 $\mu\text{g/L}$, a de bromofórmio foi de 1,12 $\mu\text{g/L}$, totalizando 14,05 $\mu\text{g/L}$ de THMs, também inferior aos 20 $\mu\text{g/L}$ apresentados em todos os outros testes.

A desinfecção com 4,0 mg/L de cloro livre dos efluentes facultativos pós-tratados por flotação resultou nos dados apresentados na figura 76.

Figura 76: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L.

A formação total de AHAs foi de 148,3 $\mu\text{g/L}$, distribuídos entre 109,6 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 19,6 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético e 19,0 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético. Estas quantidades são semelhantes às apresentadas no teste de desinfecção com 2,0 mg/L de cloro livre.

No mesmo teste seguido de descloração, a quantidade média de AHAs totais foi de 51,5 $\mu\text{g/L}$ na forma de 34,2 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 15,5 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e aproximadamente 1,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido tricloroacético. A figura 77 ilustra estes resultados.

A descloração novamente impediu a formação de grande parte dos ácidos haloacéticos, reduzindo em 65% as quantidades médias produzidas, o que pode indicar que a formação destes subprodutos deva ser lenta.

Figura 77: AHAs – facultativa flotada 50,0 mgFe/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

Com os mesmos objetivos do pós-tratamento com flotação por ar dissolvido foram conduzidos testes de pós-tratamento por meio de coagulação e floculação utilizando sulfato de alumínio, com dosagem de 28 mgAl/L e sedimentação em decantador lamelar de alta taxa. Os efluentes produzidos foram desinfetados com dosagens de 2,0 e 4,0 mg/L de cloro livre.

A formação de THMs nas amostras pós-tratadas com sedimentação com sulfato de alumínio e cloradas com 2,0 mg/L de cloro livre pode ser observada na figura 78. Estes testes ocorreram com concentração média de DQO de 62,0 mg/L, concentração média de N-NH₃ de 29,4 mg/L e faixa de pH entre 6,5 a 6,9.

Figura 78: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.

A formação de THMs totais foi de 9,1 $\mu\text{g/L}$, quase todo na forma de clorofórmio, 7,3 $\mu\text{g/L}$. Também foram observadas a formação de diclorobromometano, aproximadamente 1,5 $\mu\text{g/L}$ e traços de dibromoclorometano.

No teste com descloração, as quantidades formadas foram de 11,7 $\mu\text{g/L}$ de THMs totais, sendo 10,4 $\mu\text{g/L}$ de clorofórmio e traços de bromofórmio, diclorobromometano e dibromoclorometano. Os resultados podem ser observados na figura 79.

Figura 79: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

A Figura 80 traz as quantidades de AHAs formados no mesmo teste sem descloração.

Figura 80: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L.

A quantidade formada de AHAs totais foi de 271,38 $\mu\text{g/L}$. 231,21 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 24,9 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e 15,2 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético. As quantidades são bastante superiores aos 80,0 $\mu\text{g/L}$ preconizados pela EPA para padrão de potabilidade, utilizado para comparação por ausência de padrão preconizado para esgotos.

No teste com descloração, as quantidades formadas de AHAs totais foi de 93,6 $\mu\text{g/L}$, sendo destes 58,8 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético, 27,9 $\mu\text{g/L}$ de ácido dibromoacético e aproximadamente 7,0 $\mu\text{g/L}$ de ácido dicloroacético. Os resultados podem ser observados na figura 81. A descloração evitou a formação de 65% dos AHAs totais.

Figura 81: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 2,0 mgCl/L e desclorada.

No teste de desinfecção utilizando 4,0 mg/L de cloro livre nos efluentes pós-tratados por sedimentação a quantidade de trihalometanos totais formados, em média, foi de 12,1 $\mu\text{g/L}$. Os resultados podem ser avaliados na figura 82.

Destes, 9,0 $\mu\text{g/L}$ eram de clorofórmio, 1,6 $\mu\text{g/L}$ de diclorobromometano e traços de bromofórmio e dibromoclorometano.

Todos os testes utilizando 4,0 mg/L de cloro livre nos efluentes facultativos pós-tratados por sedimentação ocorreram com concentração média de DQO de 62,0 mg/L, concentração média de N-NH_3 de 28,7 mg/L e pH na faixa de 6,5 a 6,9.

Figura 82: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.

A figura 83 traz os resultados do teste de descloração das amostras do teste anterior.

Figura 83: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

Foram formados 12,0 µg/L de THMs totais, dos quais 10,8 µg/L de clorofórmio, 1,1 µg/L de diclorobromometano e traços de dibromoclorometano.

Figura 84: THMs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L.

As quantidades formadas de ácidos haloacéticos no teste de desinfecção dos efluentes facultivos pós-tratados por sedimentação e clorados com 4,0 mg/L de cloro livre sem descloração, podem ser visualizados na figura 84.

Os AHAs totais foram de 338,4 µg/L, dos quais 273,6 µg/L foram de ácido dicloroacético, 58,8 µg/L de ácido dibromoacético e aproximadamente 6,0 µg/L de ácido tricloroacético.

Os resultados dos testes de descloração das amostras anteriores resultou nos dados apresentados na figura 85. A descloração resultou em uma formação 55% inferior de AHAs totais, porém desta vez não foi capaz de impedir que o padrão de 80 µg/L fosse superado.

Figura 85: AHAs – facultativa sedimentada 28,0 mgAl/L clorada 4,0 mgCl/L e desclorada.

A formação de AHAs totais foi de 150,7 µg/L distribuídos em 89,9 µg/L de ácido dicloroacético, 49,3 µg/L de ácido dibromoacético e aproximadamente 11,4 µg/L de ácido tricloroacético.

O quadro 40 traz um resumo das quantidades médias formadas de THMs e AHAs para todos os testes realizados com o efluente da lagoa facultativa e os efluentes facultativos pós-tratados, por flotação e sedimentação, bem como as condições de pH e concentrações médias de DQO e N-NH₃ em que ocorreram.

Quadro 40: resumo das quantidades de subprodutos formados nos testes de desinfecção dos efluentes facultativos.

AMOSTRA		Parâmetro				
		pH	N-NH ₃ mg/L	DQO mg/L	THMs µg/L	AHAs µg/L
		~				
FACULTATIVA CLORADA 8mgCl/L	N	7,7 a 8,0	28,7	194,6	15,9	171,3
FACULTATIVA CLORADA 8mgCl/L DESCOLORADA	O				10,1	54,7
FACULTATIVA CLORADA 12mgCl/L	P				14,7	222,9
FACULTATIVA CLORADA 12mgCl/L DESCOLORADA	Q				12,7	75,2
FACULTATIVA FLOTADA 50 mgFe/L CLORADA 2 mgCl/L	R	6,8 a 7,1	28,5	62,0	19,5	149,0
FACULTATIVA FLOTADA 50 mgFe/L CLORADA 2 mgCl/L DESCOLORADA	S				11,5	37,3
FACULTATIVA FLOTADA 50 mgFe/L CLORADA 4 mgCl/L	T	6,8 a 7,1	30,1	55,0	16,4	148,3
FACULTATIVA FLOTADA 50 mgFe/L CLORADA 4 mgCl/L DESCOLORADA	U				14,1	51,5
FACULTATIVA SEDIMENTADA 28 mgAl/L CLORADA 2 mgCl/L	V	6,5 a 6,9	29,4	62,0	9,1	271,4
FACULTATIVA SEDIMENTADA 28 mgAl/L CLORADA 2 mgCl/L DESCOLORADA	X				11,7	93,6
FACULTATIVA SEDIMENTADA 28 mgAl/L CLORADA 4 mgCl/L	Y	6,5 a 6,9	28,7	62,0	12,1	338,4
FACULTATIVA SEDIMENTADA 28 mgAl/L CLORADA 4 mgCl/L DESCOLORADA	Z				12,0	150,7

Novamente, as quantidades formadas de THMs foram bastante pequenas, não sendo realizado assim correlação entre sua formação e os demais parâmetros testados.

As concentrações de DQO nos testes não apresentaram correlação direta com a formação de AHAs. Ao se considerar toda a DQO como carbono, as massas existentes deste foram no mínimo 300 vezes superior à massa de carbono encontrada nos subprodutos formados, não podendo ser este considerado um fator limitante. Os resultados são apresentados na figura 86.

Figura 86: DQO x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.

A dose de cloro também não apresentou significativa influência sobre a formação de AHAs, nas faixas estudadas. Resultados na figura 87.

Figura 87: Dose de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.

Raciocínio semelhante ao desenvolvido sobre as relações entre as concentrações de carbono na forma de DQO e de carbono nos subprodutos pode ser desenvolvido para a relação entre as massa de cloro dosadas e as encontradas nos subprodutos.

Com relação á concentrações de N-NH_3 , as mesmas apresentaram pequena variação durante a execução dos testes, o que impede estudar sua influência na formação dos subprodutos.

O pH apresentou significativa influência nos testes realizados nos efluentes facultativos, com e sem pós-tratamento. Os resultados são apresentados na figura 88.

Figura 88: pH de cloro x AHAs – testes de desinfecção dos efluentes facultativos com e sem pós-tratamento.

A quantidade média formada de AHAs nos testes com pH médio de 6,8 foi de 213,5 µg/L, enquanto nos demais testes, com pH médio entre 7,0 e 7,9 foi de 113,8 µg/L, onde o pH mais ácido parece favorecer a formação de AHAs.

5.4 RESULTADOS DOS BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA EM *Daphnia similis*

Foram realizados bioensaios de toxicidade aguda em *Daphnia similis* nos efluentes facultativos clorados com 12,0 mgCl/L e nos efluentes facultativos pós-tratados por flotação com ar dissolvido utilizando 50,0 mgFe/L como coagulante, destes efluentes com dosagem de cloro de 4,0 mgCl/L e também nas amostras descloradas.

A figura 89 traz os resultados do bioensaio com o efluente facultativo. Uma concentração de 30% em volume do efluente facultativo em água produziu a morte de 50% dos indivíduos submetidos ao teste (CL50).

Figura 89: Bioensaio com efluente facultativo.

Os resultados do bioensaio com os efluentes facultativos clorados com 12,0 mgCl/L podem ser observados na figura 90.

Figura 90: Bioensaio com efluente facultativo clorado com 12 mgCl/L.

A CL50 para estes efluentes foi de uma concentração de aproximadamente 7%, mostrando que os efluentes clorados possuem toxicidade bastante superior àquela dos efluentes sem cloração.

Figura 91: Bioensaio com efluente facultativo clorado com 12 mgCl/L e desclorado.

A figura 91 traz os resultados do bioensaio dos efluentes facultativos clorados e desclorados. A CL50 neste ensaio se deu na concentração de 45%. Esta amostra apresentou toxicidade inferior aos efluentes facultativos (CL50 = 30%) e aos efluentes facultativos clorados (CL50 = 7%), mostrando que a cloração seguida de descloração é aconselhável quando do lançamento deste tipo de efluente em corpos hídricos superficiais, nas condições estudadas.

A figura 92 traz os resultados do bioensaio com os efluentes facultativos pós-tratados através de flotação com ar dissolvido.

Figura 92: Bioensaio com os efluentes facultativos flotados.

Este teste não apresentou mortalidade de 50% dos indivíduos submetidos ao teste. A maior concentração testada, de 80%, apresentou mortalidade de 20% dos indivíduos. Extrapolando a curva da figura 81 para 100% de concentração, a mortalidade seria de aproximadamente 24%.

A figura 93 traz os resultados dos bioensaios com os efluentes facultativos pós-tratados por flotação clorados com 4,0 mgCl/L.

Figura 93: Bioensaio com efluentes facultativos flotados e clorados.

Este teste apresentou CL50 de aproximadamente 10%, superior ao do efluente facultativo flotado sem cloração, revertendo o que ocorreu com o efluente facultativo e o efluente facultativo clorado. A toxicidade é inferior também ao de efluente facultativo clorado (CL50 = 7%).

A figura 94 apresenta os resultados do bioensaio com os efluentes facultativos flotados, clorados e desclorados.

Figura 94: Bioensaio com os efluentes facultativos flotados, clorados e desclorados.

Este bioensaio também não apresentou concentração que produzisse a morte de 50% dos indivíduos submetidos ao teste. A maior mortandade foi de 5% dos indivíduos para a maior concentração testada (80%). Extrapolando a curva da figura 94, a concentração de 100% do efluente produziria mortandade de aproximadamente 8%, menor valor apresentado no teste, o que mostra que tanto o pós-tratamento quanto a descloração são eficazes na redução da toxicidade dos efluentes.

O quadro 41 traz um resumo das CL50 dos bioensaios realizados.

Amostra	CL50
Efluente da lagoa Facultativa	30 %
Efluente facultativo clorado com 12,0 mgCl/L	7%
Efluente facultativo clorado com 12,0 mgCl/L e desclorado	45%
Efluente facultativo pós-tratado	NA*
Efluente facultativo pós-tratado, clorado com 4,0 mgCl/L	10%
Efluente facultativo pós-tratado, clorado com 4,0 mgCl/L e desclorado	NA*

Quadro 41: CL 50 nas diversas amostras de bioensaios.

* NA – não apresentou mortandade de 50% dos indivíduos submetidos ao teste.

As reduzidas formações de THMs totais, menores que 20,0 µg/L, em todos os testes de desinfecção realizados com elevadas dosagens de cloro livre, com concentrações de 2,0 mg/L até 12,0 mgCl/L, na presença de carbono orgânico suficientes para medir de DQO de 55,0 mg/L a 201,0 mg/L, podem ser atribuídas à presença de concentrações de N-NH₃ variando de 27,6 mg/L a 36,0 mg/L, confirmando

o exposto no referencial teórico nos trabalhos de Borges et al (2002), visto que nenhuma dosagem de cloro ultrapassa a relação em massa com o nitrogênio de 7,6:1. Nestas condições praticamente todo o cloro reage com o nitrogênio amoniacal presente, formando cloraminas.

A presença das concentrações de N-NH_3 não exerceu sobre a formação de AHAs totais a mesma influência que exerceram sobre a formação de THMs. Foram formados AHAs em concentrações médias para cada teste de desinfecção executado sem descloração, entre 78,9 $\mu\text{g/L}$ e 338,4 $\mu\text{g/L}$, valores muito próximos até muito acima do limite de comparação adotado de 80,0 $\mu\text{g/L}$ preconizados pela USEPA. Estas concentrações de ácidos haloacéticos são compatíveis aos níveis detectados nos trabalhos desenvolvidos por Sirivedhin e Gray (2005), Rebhun et al (1997) e Malliarou et al (2005).

Já nos testes de desinfecção seguidos de descloração, a formação de AHAs totais se deu nas concentrações entre 25,5 $\mu\text{g/L}$ e 155,2 $\mu\text{g/L}$, sendo que dos 12 testes de desinfecção seguido de descloração realizados, com diversas dosagens de cloro, apenas 4 apresentaram concentrações finais acima do padrão comparativo de 80,0 $\mu\text{g/L}$.

Nas amostras simplesmente cloradas, a formação média de AHAs foi de aproximadamente 167,0 $\mu\text{g/L}$, enquanto nas amostras descloradas foi de aproximadamente 80,5 $\mu\text{g/L}$, redução de 52%. Isso indica que as reações de formação dos AHAs totais são lentas, visto que as amostras cloradas e descloradas foram analisadas sempre 24 horas após a coleta. Assim, a formação de AHAs nas amostras simplesmente cloradas poderia ocorrer nos vinte e três minutos de tempo real de detenção hidráulica do tanque de contato de cloro mais as vinte e quatro horas que separavam a coleta e a análise. Já nas amostras descloradas o tempo disponível para formação foi de apenas trinta minutos. Pode-se concluir que a descloração é altamente recomendável para sistema que pretendam operar nas condições em que foram desenvolvidos os testes.

A grande diferença de formação entre AHAs e THMs, em média se deve provavelmente à característica do precursor presente. Os precursores com grupo funcional ácido carboxílico (COOH) resultam em formação de AHAs até 21 vezes maior que a formação de THMs, segundo estudo de Chang et al (2006). O estudo de Kanokkatapong et al (2006) correlaciona a presença de bases hidrofóbicas como proteínas e aminas aromáticas como compostos com elevado potencial de formação de

AHAs. Outro fator que pode ter contribuído para a maior formação de AHAs do que THMs foi o pH em que os testes ocorreram.

Não se observa correlação entre as quantidades de THMs formados e as diversas concentrações de DQO e cloro dos testes de desinfecção realizados, tampouco das quantidades de AHAs. As concentrações de carbono orgânico e cloro disponíveis para a formação dos subprodutos são no mínimo 10 vezes superior às concentrações de subprodutos formados. Outras condições ambientais como presença de N-NH_3 , no caso dos THMs, evitaram sua formação, e aparentemente o pH, no caso dos AHAs, influenciou de forma inversamente proporcional as quantidades formadas.

O pós-tratamento dos efluentes de lagoas de estabilização não influenciou sensivelmente na formação de THMs e AHAs, mas é ambientalmente desejável uma vez que as dosagens de cloro utilizadas são menores do que as necessárias para a desinfecção dos efluentes sem pós-tratamento, tornando mais viável a utilização da descloração, uma vez que o consumo do composto seqüestrante do cloro também se torna menor.

Nos bioensaios realizados as amostras descloradas apresentaram mortandade inferior àquela das amostras simplesmente cloradas, e também àquelas das amostras sem cloração/descloração. De todos os bioensaios realizados, a menor mortandade foi no teste do efluente pós-tratado, clorado e desclorado, o que leva à conclusão de que tanto o pós-tratamento quanto a descloração são eficazes na redução da toxicidade aguda dos efluentes.

6. CONCLUSÕES

- A reduzida formação de THMs, sempre menor que 20 ug/L pode ser atribuída à presença de elevadas concentrações de N-NH₃;
- A formação elevada de AHAs, de até 338,4 ug/L, não sofreu a mesma influência da presença de elevadas concentrações de N-NH₃ assim como os THMs;
- As concentrações de DQO e de cloro, nas faixas estudadas, não apresentam correlação com as quantidades formadas de SPDs;
- O pH aparentemente influencia a formação de AHAs de forma inversamente proporcional;
- A grande diferença de formação de THMs AHAs se dá possivelmente devido à característica dos precursores presentes;
- A Descloração produziu apenas 4 de 12 amostras com concentrações de AHAs superiores a 80 ug/L, com média de 80,5 ug/L, enquanto a média sem descloração é de 167 ug/L, sendo a redução de 52% nas quantidades formadas;
- O pós-tratamento não exerce grande influência sobre a formação de THMs e AHAs, porém a dosagem de cloro utilizada é menor, o que pode reduzir custos de cloração e viabilizar financeiramente o uso da descloração;
- A cloração eleva a toxicidade aguda em *Daphnia similis*;
- O pós-tratamento reduz a toxicidade aguda em *Daphnia similis*;
- A descloração reduz a toxicidade aguda em *Daphnia similis*;

7. RECOMENDAÇÕES

- Conduzir testes de desinfecção dos mesmos efluentes eliminando as concentrações de N-NH_3 , de modo a verificar de maneira mais ampla sua influência na formação de SPDs;
- Conduzir testes de desinfecção nos mesmos efluentes, variando os valores de pH, de modo a verificar de maneira mais ampla sua influência na formação de SPDs
- Desenvolver testes de caracterização dos precursores dos SPDs presentes nos efluentes estudados, de modo a estudar sua influência na diferença de concentrações de THMs e AHAs formadas;

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHER, A., FISCHER, E., TURNHEIN, R., MANOR, Y. (1997) **Ecologically Friendly Wastewater Disinfection Techniques**. Water Research. Elsevier Science. v.31, n.6, p. 1398-1404.
- AMIRTHARAJAH, A. & O'MELIA, C.R. Coagulation processes: destabilization, mixing and flocculation. Chapter 6 in: Water Quality and Treatment, 4th Edition, McGraw-Hill, USA, 1990.
- ANDRZEJEWSKI, P., KASPRZYK-HORDERN, B., NAWROCKI, J. (2005). The N-Nitrosomethylethylamine (NMEA), new disinfection byproducts, formation during water disinfection with chlorine. In: 9th International Conference on Environmental Science and technology. Rhodes Island, Greece.
- APHA, AWWA, WEF (1999) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 Ed. CD-ROM.
- ATHAYDE, G. B. JR. et al (2000). Estudo de espécies de fósforo e nitrogênio em lagoas de estabilização. In: 27º CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Porto Alegre, 2000.
- AUSTRALIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY VICTORIA (2002) Guidelines for environmental management – disinfection of treated wastewater. p. 24.
- BALMER, P., VIK, B. (1978) **Domestic Wastewater Treatment with Oxidation Ponds in Combination with Chemical Precipitation**. Progress in Water Technology. v 10. n 5-6. p. 867-880.
- BASTOS, R.K.X. et al. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. in: Desinfecção de Efluentes Sanitários. PROSAB. Editora RiMA, São Carlos/SP, 2003.
- BLATCHEY III, E.R.; HUNT, B.A.; DUGGIRALA, R.; THOMPSON, J.E.; ZHAO, J.; HALABY, T.; COWGER, R.L.; STRAUB, C.M., ALLEMAN, J.E. Effects of disinfectants on wastewater effluent toxicity. **Water Research**. v.31, n.7, p.1581-1588, 1997
- BORGES, J.T., SPARRAPAN, R., GUIMARÃES, J.R., EBERLIN, M.N. (2002) **A Influência da Amônia no Potencial de Formação de Trihalometanos**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 28, Cancun, México. Anais em CD-ROM. 8 p.
- BORGES, J.T., GUIMARÃES, J.R. (2002) **A formação e os riscos associados á presença de trihalometanos em águas de abastecimento**. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 6, Vitória, Espírito Santo, Brasil. Anais em CD-ROM. 5 p.

- CAMPOS, J.R., Ensaios sobre a aplicação de polieletrólitos na floculação de águas de abastecimento. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos – USP, 1972.
- CAMPOS, J.R. (1993) **Uma Abordagem sobre a Desinfecção de Esgotos no Brasil**. In: Seminário Internacional de Águas de Abastecimento e Residuárias em Países em Desenvolvimento. Anais. Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES-MG), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 31 p.
- CHANG, E.E.; CHIANG, P.C.; CHAO, S.H.; LIN, Y.L. Relationship between chlorine consumption and chlorination by-products formation for model compounds. *Chemosphere*. p.8. 2006. Disponível em: <http://www.elsevier.com/locate/chemosphere>. Acesso em: 29 Jan. 2007.
- CHOI, J.; VALENTINE, R.L. Formation of N-nitrosodimethylamine (NDMA) from reaction of monochloroamine: a new disinfection by-product. **Water Research**, n. 36, p. 817-824, 2002.
- COMERTON, A.M.; ANDREWS, R.C.; BAGLEY, D.M. Evaluation of a MBR-RO system to produce high quality reuse water: Microbial control, DBP formation and nitrate. **Water Research**, n. 39, p. 3982-3990, 2005.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução Nº 357 / 2005**.
- DANIEL, L.A. (2000) **Alternativas para Desinfecção de Esgoto Sanitário**. In: I Seminário Nacional de Microbiologia Aplicada ao Saneamento. Anais. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo. 6 p.
- DE LUCA, S.J.; SCHUCK, C.; SCHIFINO, L.C.; RÉGIO, E.; Desinfecção de efluentes biologicamente tratados com hipoclorito de sódio: subprodutos e toxicidade a alevinos de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Relatório Síntese – PROSAB – Edital 3 – Tema 2. Porto Alegre: SSA/IPH/UFRGS. 2005.
- EL-DIB, M.A.; ALI, R.K. THMs formation during chlorination of raw Nile River water. *Water Research*, v.29, n.1, p.375-378. 1995.
- EL-REHAILI, A.M. (1995) **Response of BOD, COD and TOC of Secondary Effluents to Chlorination**. *Water Research*. Elsevier Science. v. 29, n. 6, p. 1571-1577.
- FABRETI, A. A. Pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização por processo físico-químico. Exame de Qualificação para o Mestrado. EPUSP, 2005.
- FERREIRA FILHO, S.S. Remoção de compostos orgânicos precursores de subprodutos da desinfecção e seu impacto na formação de trihalometanos em águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, n.1, v. 6, p. 53-60, 2001.

- FERREIRA FILHO, S. S. Precipitação química. www.phd.poli.usp.br/Disciplinas/PHD - 5746 - Processos Físico-Químicos II. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.
- GUAY, C.; RODRIGUEZ, M.; SÉRODES, J. Using ozonization and chloramination to reduce the formation of trihalomethanes and haloacetic acids in drinking water. *Desalination*, n.176, p.229-240. 2005.
- GÓMEZ, M.; de la RUA, A.; GARRALÓN, G.; PLAZA, F.; HONTORIA, E.; GÓMEZ, M.A. Urban wastewater disinfection by filtration Technologies. *Desalination*. n. 190, p. 16-28. 2006.
- GONÇALVES, R.F. **Desinfecção de efluentes sanitários**. PROSAB. Editora RiMA. São Carlos, 2003.
- HANKIN, S. Chemicals in drinking water: chloramines. Glasgow: Scottish Centre for Infection & Environmental Health. p. 6. 2001.
- HATTERSLEY, J. G.; The negative health effects of chlorine. *Journal of orthomolecular medicine*. v. 15, n. 2, p. 69-95, 2000.
- INOUE, M.R. **Caracterização hidrodinâmica de colunas de ozonização operando em regime de escoamento em contra-corrente**. Dissertação de Mestrado: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. p. 150. 2001.
- JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4 Ed. Rio de Janeiro, 2005. 932 p.
- KITIS, M. Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. **Environmental International**. n. 30, p. 47-55. 2004.
- KANOKKANTAPONG, V.; MARHABA, T.F.; PAVASANT, P.; PANYAPINYOPHOL, B. Characterization of haloacetic acids precursors in source water. **Journal of Environmental Management**. n. 3, v. 80, p. 214-221, 2006.
- KOUKOURAKI, E., DIAMADOPOULOS, E. (2002) **THM Formation During Chlorination of Treated Municipal Wastewater**. Water Science and Technology: Water Supply. IWA Publishing. v. 2. n. 3. p. 235-242.
- LAPOLLI, F.R.; HASSEMER, M.E.N; CAMARGO, J.G.; DAMÁSIO, D.L; LOBO-RECIO, M.A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.10, n.3, p. 200-208, 2005.
- MALLIAROU, E.; COLLINS, C.; GRAHAM, N.; NIEUWENHUIJSEN, M.J. Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. **Water Research**. n. 39, p. 2722-2730. 2005.

- MARHABA, T.H.; MANGMEECHAI, A.; CHAIWATPONGSAKORN, C.; PAVASANT, P. Trihalomethanes formation potential of shrimp farm effluents. **Journal of Hazardous Materials**. n. 2, v. 136, p. 151-163. 2006.
- McCARTY, L.S. Chlorine and organochlorine in the environment: a perspective. **Canadian Chemical News**. n. 3, v. 46, p. 22-25. 1994.
- METCALF & EDDY INCORPORATION. Wastewater Engineering: treatment and reuse. McGraw-Hill. Ed. 4, p. 1818. 2003.
- MONTEGGIA, L. O. e TESSELE, F. Remoção de algas e fósforo de efluentes de lagoas de alta taxa. In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – coletânea de trabalhos técnicos. Volume 2. PROSAB, Belo Horizonte, 2001.
- NARKIS, N., ARMON, R., OFFER, R. ORSHANSKY, F., FRIELAND, E. (1995) **Effect of Suspended Solids on Wastewater Disinfection Efficiency by Chlorine Dioxide**. Water Research. Elsevier Science. v. 29, n. 1, p. 227-236.
- OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. Principais tecnologias empregadas no polimento do efluente de lagoas de estabilização. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.
- PENETRA, A. et al., Post-treatment of effluents from anaerobic reactor treating domestic sewage by dissolved-air flotation. Water Science and Technology, Vol. 40. No 8, pp137 – 143, 1999.
- PIANOWSKI, E.H.; JANISSEK, P.R. **Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos**. Curitiba: SANARE – Revista Técnica da SANEPAR. v. 20, n. 20, p. 6-17. 2003.
- PIVELI, R.P. Notas de aula da disciplina saneamento I. Escola politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo: 2006.
- POURMOGHADDAS, H.; STEVENS, A.A.; Relationship between trihalomethanes and haloacetic acids with total organic halogen during chlorination. **Water Science and Technology: Water Supply**. v. 2, n. 5-6, p. 509-515, 2002.
- REBHUN, M., HELLER-GROSSMAN, L., MANKA, J. (1997) **Formation of Disinfection Byproducts during Chlorination of Secondary Effluent and Renovated Water**. Water Environment Research. v. 69, n. 6, p. 1154-1162.

- REYNOLDS, T. D.; RICHARDS, P.A. Unit operation and processes in environmental engineering. 2nd edition, PWS Publishing Company. Boston, 1996.
- RIBEIRO, L.F.; LAPOLLI, F.R.; FASANARO, R.; SCHÖEDER, R.A.; Eficiência do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados por lagoas de estabilização. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. p. 11, 2001.
- RICHARDSON, S.D.; THRUSTON JR., A.D.; COLLETTE, T.W. Identification of TiO_2/UV disinfection byproducts in drinking water. **Environmental Science & Technology**, n. 11, v. 30, p. 3327-3334, 1996.
- ROCHA, M. L. A. F. et al. Polimento do efluente de lagoas facultativas através de coagulação/floculação/decantação. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). Rio de Janeiro, 1999.
- SHINDALA, A. e STEWART, J.W. Chemical coagulation of effluents from municipal waste stabilisation ponds. *Journal of Water & Sewage Works*. PP 100 – 103. April, 1971.
- SIDDIQUI, M., ATASI, K. Z. (2004). N-nitrododimethylamine: a disinfectant byproduct and its occurrence in wastewater. *Water Environment Research*. v. 76, n. 4, pp. 326-326.
- SILVA, V. V.; OLIVEIRA, F. F.; GONÇALVES, R. F. Polimento do efluente final de um sistema australiano de lagoas de estabilização através do processo compacto físico-químico do tipo coagulação/floculação/decantação. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES). João Pessoa, 2001.
- SINGER, P.C.; HARRINGTON, G.W. Coagulation of DBP precursors: theoretical and practical considerations. In: *Proceedings of the AWWA Conference on Water Quality Technology*. p. 1-19. 1993.
- SIRIVEDHIN, T.; GRAY, K.A. Comparison of the disinfection by-product formation potentials between a wastewater effluent and surface waters. *Water Research*, v.39, p.1025, 2005.
- SNOWDEN-SWAN, J.; PIATT, J.; LESPERANCE, A. Disinfection Technologies for potable water and wastewater treatment: alternatives to chlorine gas. U.S Army Forces Command. p.45, 1997.
- 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*. v.10, n.2, p. 111-117, 2005.

- TAO, L.; YANG, S.; XIE, M.; KRAMER, P.M.; PEREIRA, M.A. Effect of Trichloroethylene and its metabolites, dichloroacetic acid and trichloroacetic acid, on the methylation and expression of c-Jun and c-Myc protooncogenes in mouse liver: prevention by methionine. *Toxicological Sciences*. n.54, p. 399-407. 2002.
- TARDIFF, R.G.; HUBNER, R.P.; GALIK, S.A.; McGORY, N.; LOWENSTEIN, J.; MARYLAND, B. **Disinfection byproducts (DBP) and their developmental hazards and/or risks to human health: update since Stage I DBP Negotiations under The Safe Drinking Water Act**. Arlington: The Chlorine Chemistry Council. p. 36. 1999.
- TOMINAGA, M.Y., MIDIO, A.F. (1999) **Exposição Humana a Trihalometanos presentes em água Tratada**. In: *Revista de Saúde Pública*. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. v. 33, n.4, p. 413-421.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Municipal Wastewater Disinfection - Design Manual. p. 246, 1986.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Alternative disinfectants and oxidants - Guidance Manual. 1999.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Disinfection Profiling and Benchmarking - Guidance Manual. 1999.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Enhanced coagulation and enhanced precipitative softening guidance manual. 1999.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Microbial and disinfection byproduct rules – simultaneous compliance guidance manual. 1999.
- VESCHETTI, E.; CUTILLI, D.; BONADONNA, L.; BRIANCESCO, R.; MARTINI, C.; CECCHINI, G.; ANASTASI, P. OTTAVIANI, M. Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection . **Water Research**. n. 37, p. 78-94. 2003.
- VIANNA, M.R., Química para tratamento de água: fundamentos. Hidráulica Aplicada às Estações de Tratamento de Água. Instituto de Engenharia Aplicada Editora. 2ª Edição. 1992.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2ª ed. DESA-UFGM, 2002.
- VON SPERLING, M. et al. Lagoas de estabilização. In: *Desinfecção de Efluentes Sanitários*. PROSAB. Editora RiMA. São Carlos/SP, 2003.

WATER ENVIROMENT FEDERATION (1996) **Watewater Disinfection: Manual of Practice**. USA: Alexandria-VA. 299 p.

WHITE, G.C. (1999) **Handbook of Chlorination and Alternative Desinfectants**. Estados Unidos: John Wiley & Sons Inc. 4 ed. 1105 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (2000) Disinfectants and disinfectants by-products. p. 331.

YANG, X.; SHANG, C.; HUANG, J.C. DBP formation in breakpoint chlorination of wastewater. *Water Research*, n. 39, p.4755-4767, 2005.

YOSHIDA, F. Remoção de matéria orgânica e fósforo de efluente de tratamento anaeróbio por processo físico-químico. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005.

ZHANG, X.; MINEAR, R.A. Decompsition of trihaloacetic acids and formation of the corresponding trihalomethanes in drinking water. *Water Research*, n. 36, p.3665-3673, 2002.

ZHAO, Z.Y.; GU, J.D.; FAN, X.J.; LI, H.B. Molecular size distribution of dissolved organic matter in water of the Pearl river and trihalomethane formation characteristics with chlorine and chlorine dioxide treatments. *Journal of Hazardous Materials*. p.7, 2005.

ANEXOS

Efluente da lagoa anaeróbia clorado com 8 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
6/dez	L67	27,0	6,7	0,00	210,0	16,573	0,000	0,000	0,000	16,573	
10/jan	L71	27,0	6,7	0,00	191,0	4,810	1,515	2,019	0,000	8,344	
6/fev	L87	28,0	6,9	0,00	202,0	8,448	2,640	1,217	0,000	12,305	
Médias					201,0	9,944	1,385	1,079	0,000	12,407	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
6/dez	L67	0,000	0,000	6,670	72,980	0,000	79,650	4,3E+03	4,3E+03	31,36	ND
10/jan	L71	0,000	0,000	0,000	30,630	0,000	30,630	4,3E+04	4,3E+04	35,84	39,76
6/fev	L87	0,000	121,020	3,140	2,230	0,000	126,390	4,3E+05	4,3E+05	27,44	31,36
Médias			40,3	3,27	35,3	0,000	78,890	1,6E+05	1,6E+05	31,55	35,56

Efluente da lagoa anaeróbia clorado com 8 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
6/dez	L67D	27,0	6,7	0,00	210,0	8,763	0,000	2,389	0,000	11,152	
10/jan	L71D	27,0	6,7	0,00	191,0	7,253	0,000	2,642	0,000	9,895	
6/fev	L87D	28,0	6,9	0,00	202,0	9,856	0,000	1,473	0,000	11,329	
Médias					201,0	8,624	0,000	2,168	0,000	10,792	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
6/dez	L67D	0,000	0,000	7,500	13,790	0,000	21,290	ND	ND	31,36	ND
10/jan	L71D	0,000	0,000	0,000	3,460	0,000	3,460	ND	ND	35,84	39,76
6/fev	L87D	0,000	46,020	3,700	1,920	0,000	51,640	ND	ND	27,44	31,36
Médias			15,3	3,73	6,4	0,000	25,463			31,55	35,56

Efluente da lagoa anaeróbia clorado com 12 mgCl/L											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
6/dez	L68	27,0	6,7	0,00	210,0	13,557	0,000	0,000	0,000	13,557	
10/jan	L72	27,0	6,7	0,00	191,0	9,591	1,401	3,665	1,559	16,216	
6/fev	L88	28,0	6,9	0,36	202,0	11,694	0,000	1,882	0,000	13,576	
Médias					201,0	11,614	0,467	1,849	0,520	14,450	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
6/dez	L68	0,000	22,440	0,000	144,890	0,000	167,330	2,4E+03	2,4E+03	33,04	ND
10/jan	L72	0,000	236,530	0,000	4,800	0,000	241,330	2,4E+03	2,4E+03	34,16	36,96
6/fev	L88	0,000	127,450	0,000	19,870	0,000	147,320	2,4E+04	2,4E+04	29,12	29,68
Médias			128,8	0,00	56,5	0,000	185,327	9,6E+03	9,6E+03	32,11	33,32

Efluente da lagoa anaeróbia clorado com 12 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
6/dez	L68D	27,0	6,7	0,00	210,0	18,415	0,000	0,000	0,000	18,415	
10/jan	L72D	27,0	6,7	0,00	191,0	7,631	3,129	6,588	0,000	17,348	
6/fev	L88D	28,0	6,9	0,00	202,0	9,641	0,000	3,403	0,000	13,044	
Médias					201,0	11,896	1,043	3,330	0,000	16,269	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
6/dez	L68D	0,000	27,680	0,702	95,020	0,000	123,402	ND	ND	33,04	ND
10/jan	L72D	0,000	0,000	0,000	14,990	0,000	14,990	ND	ND	34,16	36,96
6/fev	L88D	0,000	85,390	7,880	1,870	0,000	95,140	ND	ND	29,12	29,68
Médias			37,7	2,86	37,3	0,000	77,844			32,11	33,32

Efluente da lagoa anaeróbia flotado com 20 mgAl/L e clorado com 2 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
30/jan	L83	27,0	6,9	0,00	81,0	7,422	0,000	2,699	0,000	10,121	
31/jan	L85	28,0	6,9	0,00	120,0	3,282	0,000	3,412	0,000	6,694	
6/fev	L89	28,0	6,9	0,00	214,0	10,538	0,000	1,798	0,000	12,336	
7/mar	L91	27,0	7,1	0,00	76,0	7,946	0,000	2,545	0,000	10,491	
Médias					122,8	7,297	0,000	2,614	0,000	9,911	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
30/jan	L83	0,000	0,000	0,000	2,450	0,000	2,450	4,3E+02	4,3E+02	28,56	30,24
31/jan	L85	0,000	0,000	4,090	78,790	0,000	82,880	4,3E+03	4,3E+03	34,72	36,40
6/fev	L89	0,000	109,130	0,000	14,790	0,000	123,920	0,0E+00	< 3	23,52	25,20
7/mar	L91	0,000	115,030	0,000	27,310	0,000	142,340	2,4E+02	2,4E+02	23,52	26,32
Médias			56,0	1,02	30,8	0,000	87,898	1,2E+03	1,7E+03	27,58	29,54

Efluente da lagoa anaeróbia flotado com 20 mgAl/L, clorado com 2 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
30/jan	L83D	27,0	6,9	ND	81,0	7,169	0,000	2,527	0,000	9,696	
31/jan	L85D	28,0	6,9	ND	120,0	6,818	0,000	0,000	0,000	6,818	
6/fev	L89D	28,0	6,9	ND	214,0	13,540	1,573	1,678	0,000	16,791	
7/mar	L91D	27,0	7,1	ND	76,0	6,534	0,000	1,437	0,000	7,971	
Médias					122,8	8,515	0,393	1,411	0,000	10,319	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
30/jan	L83D	0,000	0,000	0,000	3,900	0,000	3,900	ND	ND	28,56	30,24
31/jan	L85D	0,000	0,000	0,000	29,920	0,000	29,920	ND	ND	34,72	36,40
6/fev	L89D	0,000	127,720	0,000	0,000	0,000	127,720	ND	ND	23,52	25,20
7/mar	L91D	0,000	54,300	0,000	20,030	0,000	74,330	ND	ND	23,52	26,32
Médias			45,5	0,00	13,5	0,000	58,968			27,58	29,54

Efluente da lagoa anaeróbia flotado com 20 mgAl/L e clorado com 4 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
30/jan	L84	27,0	6,9	0,00	81,0	12,544	0,000	4,470	0,000	17,014	
31/jan	L86	28,0	6,9	0,00	120,0	4,476	0,000	2,747	0,000	7,223	
6/fev	L90	28,0	6,9	0,78	214,0	10,867	0,000	2,398	3,082	16,347	
7/mar	L92	27,0	7,1	0,58	76,0	12,014	2,748	3,475	0,000	18,237	
Médias					122,8	9,975	0,687	3,273	0,771	14,705	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
30/jan	L84	0,000	0,000	0,000	46,030	0,000	46,030	2,4E+02	2,4E+02	28,56	30,24
31/jan	L86	0,000	40,430	0,000	32,360	0,000	72,790	2,4E+03	2,4E+03	34,72	36,40
6/fev	L90	0,000	147,030	8,540	4,830	0,000	160,400	0,0E+00	< 3	23,52	25,20
7/mar	L92	0,000	119,330	0,000	2,870	0,000	122,200	0,0E+00	2,3E+01	23,52	26,32
Médias			76,7	2,14	21,5	0,000	100,355	6,6E+02	8,9E+02	27,58	29,54

Efluente da lagoa anaeróbia flotado com 20 mgAl/L, clorado com 4 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
30/jan	L84D	27,0	6,9	ND	81,0	2,709	0,000	1,881	0,000	4,590	
31/jan	L86D	28,0	6,9	ND	120,0	7,559	0,000		0,000	7,559	
6/fev	L90D	28,0	6,9	ND	214,0	11,181	3,978	3,252	1,235	19,646	
7/mar	L92D	27,0	7,1	ND	76,0	13,329	0,000	1,333	0,000	14,662	
Médias					122,8	8,695	0,995	2,155	0,309	11,614	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
30/jan	L84D	0,000	0,000	0,000	25,540	0,000	25,540	ND	ND	28,56	30,24
31/jan	L86D	0,000	0,000	0,000	26,160	0,000	26,160	ND	ND	34,72	36,40
6/fev	L90D	0,000	134,770	0,000	0,000	0,000	134,770	ND	ND	23,52	25,20
7/mar	L92D	0,000	77,180	0,000	0,000	0,000	77,180	ND	ND	23,52	26,32
Médias			53,0	0,00	12,9	0,000	65,913			27,58	29,54

Efluente da lagoa anaeróbia sedimentado com 25 mgFe/L e clorado com 2 mgCl/L											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	THMs					
		°C	~	mg/L	mg/L	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
10/jan	L73	27,0	6,8	0,00	106,0	6,228	1,129	8,792	0,000	16,149	
16/jan	L75	29,0	7,0	0,00	121,0	9,795	0,000	0,624	1,316	11,735	
17/jan	L77	31,0	7,0	0,00	180,0	8,380	1,343	0,000	0,677	10,400	
18/jan	L79	28,0	6,9	0,00	94,0	6,080	0,000	0,000	0,000	6,080	
Médias					125,3	7,621	0,618	2,354	0,498	11,091	
Data	Amostra	AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
		Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
10/jan	L73	0,000	0,000	5,780	51,000	0,000	56,780	2,4E+03	4,3E+03	36,40	39,20
16/jan	L75	0,000	101,630	6,260	43,000	0,000	150,890	3,6E+00	9,3E+01	35,28	36,96
17/jan	L77	0,000	127,590	10,070	79,340	0,000	217,000	1,1E+04	1,1E+04	36,40	36,96
18/jan	L79	0,000	81,200	0,000	0,000	0,000	81,200	4,3E+02	4,3E+02	35,84	37,52
Médias			77,6	5,53	43,3	0,000	126,468	3,5E+03	4,0E+03	35,98	37,66

Efluente da lagoa anaeróbia sedimentado com 25 mgFe/L, clorado com 2 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
10/jan	L73D	27,0	6,8	ND	106,0	5,563	1,517	1,959	0,000	9,039	
16/jan	L75D	29,0	7,0	ND	121,0	5,614	0,000	4,153	0,000	9,767	
17/jan	L77D	31,0	7,0	ND	180,0	16,291	2,181	0,000	0,856	19,328	
18/jan	L79D	28,0	6,9	ND	94,0	7,434	0,000	0,000	0,000	7,434	
Médias					125,3	8,726	0,925	1,528	0,214	11,392	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
10/jan	L73D	0,000	0,000	4,610	63,790	0,000	68,400	ND	ND	36,40	39,20
16/jan	L75D	0,000	122,400	0,000	6,205	0,000	128,605	ND	ND	35,28	36,96
17/jan	L77D	0,000	192,670	4,050	83,660	0,000	280,380	ND	ND	36,40	36,96
18/jan	L79D	0,000	0,000	0,000	3,720	0,000	3,720	ND	ND	35,84	37,52
Médias			78,8	2,17	39,3	0,000	120,276			35,98	37,66

Efluente da lagoa anaeróbia sedimentado com 25 mgFe/L e clorado com 4 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
10/jan	L74	27,0	6,8	0,00	106,0	6,375	0,995	16,567	0,000	23,937	
16/jan	L76	29,0	7,0	0,00	121,0	4,381	0,000	5,739	0,000	10,120	
17/jan	L78	31,0	7,0	0,00	180,0	7,992	0,000	0,000	1,205	9,197	
18/jan	L80	28,0	6,9	0,00	94,0	6,517	0,000	2,059	0,000	8,576	
Médias					125,3	6,316	0,249	6,091	0,301	12,958	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
10/jan	L74	0,000	0,000	7,470	62,280	0,000	69,750	2,4E+02	2,4E+03	35,84	38,64
16/jan	L76	0,000	87,190	3,440	60,640	0,000	151,270	0,0E+00	0,0E+00	35,84	36,40
17/jan	L78	0,000	25,280	3,650	126,170	0,000	155,100	4,6E+02	4,6E+03	35,28	35,84
18/jan	L80	0,000	104,660	12,380	3,240	0,000	120,280	2,4E+02	2,4E+02	36,40	35,84
Médias			54,3	6,74	63,1	0,000	124,100	2,4E+02	1,8E+03	35,84	36,68

Efluente da lagoa anaeróbia sedimentado com 25 mgFe/L, clorado com 4 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
10/jan	L74D	27,0	6,8	ND	106,0	7,787	2,633	7,068	0,000	17,488	
16/jan	L76D	29,0	7,0	ND	121,0	8,028	0,000	3,249	0,801	12,078	
17/jan	L78D	31,0	7,0	ND	180,0	8,278	0,000	3,330	0,000	11,608	
18/jan	L80D	28,0	6,9	ND	94,0	7,580	0,000	3,277	0,000	10,857	
Médias					125,3	7,918	0,658	4,231	0,200	13,008	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
10/jan	L74D	0,000	0,000	4,400	61,150	0,000	65,550	ND	ND	36,40	39,20
16/jan	L76D	0,000	168,910	4,530	31,560	0,000	205,000	ND	ND	35,28	36,96
17/jan	L78D	0,000	159,700	0,000	105,940	0,000	265,640	ND	ND	36,40	36,96
18/jan	L80D	0,000	79,120	5,380	0,000	0,000	84,500	ND	ND	35,84	37,52
Médias			101,9	3,58	49,7	0,000	155,173			35,98	37,66

Efluente da lagoa facultativa clorado com 8 mgCl/L											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	THMs					
		°C	~	mg/L	mg/L	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
13/jul	L3	28,0	7,9	2,66	199,0	24,680	0,000	0,000	0,000	24,680	
1/ago	L13	30,0	8,0	2,90	180,0	11,433	2,171	3,105	0,000	16,709	
12/set	L34	25,0	ND	3,89	ND	13,362	0,000	2,672	0,000	16,034	
3/out	L43	20,0	7,8	1,56	209,0	14,914	0,000	1,176	0,000	16,090	
18/out	L53	28,0	7,7	3,12	207,0	8,393	0,000	3,390	0,608	12,391	
7/nov	L59	28,0	8,0	2,88	178,0	6,022	0,000	3,172	0,000	9,194	
Médias					194,6	13,134	0,362	2,253	0,101	15,850	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
13/jul	L3	0,000	41,730	4,740	47,460	0,000	93,930	< 3	< 3	26,90	33,60
1/ago	L13	0,000	110,410	0,000	0,000	0,000	110,410	< 3	< 3	29,70	42,60
12/set	L34	0,000	193,690	4,680	0,000	0,000	198,370	< 3	< 3	29,96	33,88
3/out	L43	0,000	335,300	0,000	0,000	0,000	335,300	< 3	< 3	28,00	31,08
18/out	L53	0,000	74,484	13,390	0,000	0,000	87,874	< 3	< 3	28,84	31,36
7/nov	L59	0,000	127,110	6,560	68,370	0,000	202,040	< 3	< 3	28,84	32,48
Médias			147,1	4,90	19,3	0,000	171,321	< 3	< 3	28,71	34,17

Efluente da lagoa facultativa clorado com 8 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
1/ago	L13D	30,0	8,0	0,00	180,0	8,585	7,431	1,062	0,000	17,078	
12/set	L34D	25,0	ND	0,00	ND	5,351	0,000	0,000	0,000	5,351	
3/out	L43D	20,0	7,8	0,00	209,0	8,645	0,000	2,695	0,000	11,340	
18/out	L53D	28,0	7,7	0,00	207,0	ND	ND	ND	ND	0,000	
7/nov	L59D	28,0	8,0	0,00	178,0	4,711	0,000	1,704	0,000	6,415	
Médias					193,5	6,823	1,858	1,365	0,000	8,037	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
12/set	L34D	0,0	78,1	12,78	13,4	0,000	104,290	< 3	< 3	ND	ND
3/out	L43D	0,000	0,000	38,600	0,000	0,000	38,600	< 3	< 3	ND	ND
18/out	L53D	0,000	0,000	4,460	27,640	0,000	32,100	< 3	< 3	ND	ND
7/nov	L59D	0,000	0,000	0,000	98,280	0,000	98,280	< 3	< 3	ND	ND

Efluente da lagoa facultativa clorado com 12 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
13/jul	L4	28,0	7,9	4,43	199,0	26,191	0,000	1,943	0,000	28,134	
1/ago	L14	30,0	8,0	4,62	180,0	4,598	0,000	0,000	0,000	4,598	
3/out	L44	24,0	7,8	5,07	209,0	10,991	0,000	3,209	0,000	14,200	
18/out	L54	28,0	7,7	5,82	207,0	11,073	0,000	0,000	1,281	12,354	
7/nov	L60	28,0	8,0	4,92	178,0	8,932	0,000	5,143	0,000	14,075	
Médias					194,6	12,357	0,000	2,059	0,256	14,672	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
13/jul	L4	0,000	101,750	4,200	79,570	0,000	185,520	< 3	< 3	24,10	38,10
1/ago	L14	0,000	192,660	0,000	0,000	0,000	192,660	< 3	< 3	30,20	33,60
3/out	L44	0,000	284,540	10,360	31,830	0,000	326,730	< 3	< 3	28,84	30,80
18/out	L54	0,000	258,050	0,000	44,350	0,000	302,400	< 3	< 3	28,28	32,48
7/nov	L60	0,000	83,230	0,000	23,730	0,000	106,960	< 3	< 3	28,00	30,80
Médias			184,0	2,91	35,9	0,000	222,854	< 3	< 3	27,88	33,16

Efluente da lagoa facultativa clorado com 12 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
		Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
Data	Amostra	°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
1/ago	L14D	30,0	8,0	0,00	180,0	7,289	0,000	0,000	0,000	7,289	
3/out	L44D	24,0	7,8	0,00	209,0	8,607	0,000	2,631	0,000	11,238	
18/out	L54D	28,0	7,7	0,00	207,0	16,500	0,000	3,608	1,275	21,383	
7/nov	L60D	28,0	8,0	0,00	178,0	7,912	0,000	3,106	0,000	11,018	
Médias				0,0	193,5	10,077	0,000	2,336	0,319	12,732	
Data		Monocloro						Fecal		Amoniacal	
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
1/ago	L14D	0,0	32,3	0,00	0,0	0,000	32,300	< 3	< 3	ND	ND
3/out	L44D	0,000	45,060	7,640	36,660	0,000	89,360	< 3	< 3	ND	ND
18/out	L54D	0,000	0,000	7,570	66,390	0,000	73,960	< 3	< 3	ND	ND
7/nov	L60D	0,000	41,340	6,600	57,130	0,000	105,070	< 3	< 3	ND	ND
Médias		29,675	5,453	40,045	0,000	75,173	< 3	< 3			

Efluente da lagoa facultativa flotado com 50mgFe/L e clorado com 2 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
1/ago	L15	30,0	7,0	0,58	61,0	20,995	2,976	0,000	0,000	23,971	
2/ago	L17	32,0	7,1	0,23	63,0	12,493	2,327	3,093	0,000	17,913	
15/ago	L23	34,0	6,8	0,29	ND	10,138	0,000	0,000	0,000	10,138	
16/ago	L25	36,0	6,9	0,41	ND	26,026	0,000	0,000	0,000	26,026	
Médias					62,0	17,413	1,326	0,773	0,000	19,512	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
1/ago	L15	0,000	191,930	4,400	66,740	0,000	263,070	< 3	< 3	24,60	26,30
2/ago	L17	0,000	73,400	10,960	1,000	0,000	85,360	< 3	< 3	27,40	29,70
15/ago	L23	0,000	68,000	20,670	0,000	0,000	88,670	< 3	< 3	30,50	31,60
16/ago	L25	0,000	85,150	73,900	0,000	0,000	159,050	< 3	< 3	31,60	32,20
Médias			104,6	27,48	16,9	0,000	149,038	< 3	< 3	28,53	29,95

Efluente da lagoa facultativa flotado com 50mgFe/L, clorado com 2 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
1/ago	L15D	30,0	7,0	ND	61,0	3,456	0,000	0,000	0,000	3,456	
2/ago	L17D	32,0	7,1	ND	63,0	10,699	2,037	1,910	0,000	14,646	
15/ago	L23D	34,0	6,8	ND	ND	4,860	0,000	0,000	0,000	4,860	
16/ago	L25D	36,0	6,9	ND	ND	22,881	0,000	0,000	0,000	22,881	
Médias					62,0	10,474	0,509	0,478	0,000	11,461	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
1/ago	L15D	0,000	13,850	0,000	0,000	0,000	13,850	ND	ND	24,60	26,30
2/ago	L17D	0,000	0,000	0,000	59,950	0,000	59,950	ND	ND	27,40	29,70
15/ago	L23D	0,000	0,000	24,010	0,000	0,000	24,010	ND	ND	30,50	31,60
16/ago	L25D	0,000	45,560	0,000	5,910	0,000	51,470	ND	ND	31,60	32,20
Médias			14,9	6,00	16,5	0,000	37,320	ND	ND	28,53	29,95

Efluente da lagoa facultativa flotado com 50mgFe/L e clorado com 4 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp. °C	pH ~	Cl livre mg/L	DQO mg/L	Cloroformio ug/L	Bromoformio ug/L	Diclorobromometano ug/L	Dibromoclorometano ug/L	Trihalos Total ug/L	
1/ago	L16	30,0	7,0	1,56	61,0	15,941	5,681	2,820	0,000	24,442	
2/ago	L18	32,0	7,1	1,36	63,0	10,648	3,069	2,152	0,000	15,869	
9/ago	L22	24,0	6,8	1,55	41,0	9,883	0,000	3,997	0,000	13,880	
15/ago	L24	34,0	6,8	0,60	ND	5,478	0,000	0,000	0,000	5,478	
16/ago	L26	36,0	6,9	0,97	ND	22,454	0,000	0,000	0,000	22,454	
Médias					55,0	12,881	1,750	1,794	0,000	16,425	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro ug/L	Dicloro ug/L	Tricloro ug/L	Dibromo ug/L	Bromocloro ug/L	HAAs totais ug/L	Fecal NMP	Total NMP	Amoniacal mg/L	Total mg/L
1/ago	L16	0,000	98,660	0,000	2,830	0,000	101,490	< 3	< 3	26,90	29,10
2/ago	L18	0,000	55,200	94,300	0,000	0,000	149,500	< 3	< 3	26,90	28,60
9/ago	L22	0,000	160,620	3,970	8,820	0,000	173,410	< 3	< 3	29,70	32,80
15/ago	L24	0,000	122,200	0,000	30,320	0,000	152,520	< 3	< 3	33,30	34,70
16/ago	L26	0,000	111,380	0,000	53,210	0,000	164,590	< 3	< 3	33,90	35,00
Médias			109,6	19,65	19,0	0,000	148,302	< 3	< 3	30,14	32,04

Efluente da lagoa facultativa flotado com 50mgFe/L, clorado com 4 mgCl/L e desclorado											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L
1/ago	L16D	30,0	7,0	ND	61,0	61,000	61,000	61,000	61,000	244,000	
2/ago	L18D	32,0	7,1	ND	63,0	63,000	63,000	63,000	63,000	252,000	
9/ago	L22D	24,0	6,8	ND	41,0	41,000	41,000	41,000	41,000	164,000	
15/ago	L24D	34,0	6,8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	
16/ago	L26D	36,0	6,9	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	
Médias					55,0	55,000	55,000	55,000	55,000	132,000	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
1/ago	L16D	0,000	25,250	0,000	0,000	0,000	25,250	ND	ND	26,90	29,10
2/ago	L18D	0,000	27,610	0,000	13,610	0,000	41,220	ND	ND	26,90	28,60
9/ago	L22D	0,000	30,630	8,730	40,510	0,000	79,870	ND	ND	29,70	32,80
15/ago	L24D	0,000	26,670	0,000	23,600	0,000	50,270	ND	ND	33,30	34,70
16/ago	L26D	0,000	60,790	0,000	0,000	0,000	60,790	ND	ND	33,90	35,00
Médias			34,2	1,75	15,5	0,000	51,480	ND	ND	30,14	32,04

Efluente da lagoa facultativa sedimentado com 28 mgAl/L e clorado 2 mgCl/L											
						THMs					
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
		°C	~	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
27/set	L39	26,0	6,9	0,00	90,0	10,511	0,000	3,390	0,000	13,901	
29/set	L41	24,0	6,9	0,39	ND	4,200	0,000	0,000	0,000	4,200	
3/out	L45	36,0	6,9	0,78	48,0	10,736	0,000	0,743	0,000	11,479	
4/out	L47	34,0	6,8	0,00	55,0	3,456	0,000	0,000	0,000	3,456	
10/out	L49	35,0	6,8	0,00	63,0	5,689	0,000	2,195	1,013	8,897	
18/out	L55	28,0	6,5	0,39	54,0	9,300	0,000	2,511	0,874	12,685	
Médias					62,0	7,315	0,000	1,473	0,315	9,103	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
27/set	L39	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	< 3	< 3	30,80	30,80
29/set	L41	0,000	136,710	6,680	7,130	0,000	150,520	< 3	< 3	30,24	30,52
3/out	L45	0,000	207,150	20,270	95,040	0,000	322,460	< 3	< 3	29,12	30,24
4/out	L47	0,000	344,850	15,620	0,000	0,000	360,470	< 3	< 3	28,56	28,84
10/out	L49	0,000	380,300	33,790	4,540	0,000	418,630	< 3	< 3	29,12	28,84
18/out	L55	0,000	87,040	0,000	17,810	0,000	104,850	< 3	< 3	28,60	29,12
Médias			231,2	15,27	24,9	0,000	226,155	< 3	< 3	29,41	29,73

Efluente da lagoa facultativa sedimentado com 28 mgAl/L, clorado com 2 mgCl/L e desclorado											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	THMs					
		°C	~	mg/L	mg/L	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
27/set	L39D	26,0	6,9	0,00	90,0	10,007	0,000	0,000	0,000	10,007	
29/set	L41D	24,0	6,9	0,00	ND	8,264	0,000	1,081	0,000	9,345	
3/out	L45D	36,0	6,9	0,00	48,0	6,364	0,000	0,582	0,000	6,946	
4/out	L47D	34,0	6,8	0,00	55,0	17,693	0,000	0,000	0,000	17,693	
10/out	L49D	35,0	6,8	0,00	63,0	4,581	5,056	0,000	0,000	9,637	
18/out	L55D	28,0	6,5	0,00	54,0	15,677	0,000	0,000	1,093	16,770	
Médias					62,0	10,431	0,843	0,277	0,182	11,733	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
27/set	L39D	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	ND	30,80	30,80
29/set	L41D	0,000	25,490	0,000	1,420	0,000	26,910	ND	ND	30,24	30,52
3/out	L45D	0,000	268,270	12,230	43,310	0,000	323,810	ND	ND	29,12	30,24
4/out	L47D	0,000	0,000	0,000	73,300	0,000	73,300	ND	ND	28,56	28,84
10/out	L49D	0,000	0,000	22,540	3,360	0,000	25,900	ND	ND	29,12	28,84
18/out	L55D	0,000	0,000	0,000	18,230	0,000	18,230	ND	ND	28,60	29,12
Médias		58,8	6,95	27,9	0,000	78,025				29,41	29,73

Efluente da lagoa facultativa sedimentado com 28 mgAl/L e clorado com 4 mgCl/L											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	THMs					
		°C	~	mg/L	mg/L	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
27/set	L40	26,0	6,9	1,56	90,0	16,364	0,000	0,000	0,000	16,364	
29/set	L42	24,0	6,9	1,56	ND	9,406	0,000	5,974	0,000	15,380	
3/out	L46	36,0	6,9	2,34	48,0	9,409	0,000	0,776	0,000	10,185	
4/out	L48	34,0	6,8	1,32	55,0	5,913	0,000	0,844	0,000	6,757	
10/out	L50	35,0	6,8	1,17	63,0	5,818	5,069	0,000	1,458	12,345	
18/out	L56	28,0	6,5	2,73	54,0	7,030	0,000	2,492	1,924	11,446	
Médias					62,0	8,990	0,845	1,681	0,564	12,080	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
27/set	L40	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	< 3	< 3	30,52	30,80
29/set	L42	0,000	455,230	0,000	0,000	0,000	455,230	< 3	< 3	29,40	30,80
3/out	L46	0,000	341,790	16,950	118,890	0,000	477,630	< 3	< 3	28,84	30,24
4/out	L48	0,000	65,290	12,810	101,370	0,000	179,470	< 3	< 3	27,44	28,56
10/out	L50	0,000	334,300	0,000	5,370	0,000	339,670	< 3	< 3	28,00	29,12
18/out	L56	0,000	171,660	0,000	68,140	0,000	239,800	< 3	< 3	28,30	ND
Médias		273,7	5,95	58,8	0,000	281,967	< 3	< 3	< 3	28,75	29,90

Efluente da lagoa facultativa sedimentado com 28 mgAl/L, clorado com 4 mgCl/L e desclorado											
Data	Amostra	Temp.	pH	Cl livre	DQO	THMs					
		°C	~	mg/L	mg/L	Cloroformio	Bromoformio	Diclorobromometano	Dibromoclorometano	Trihalos Total	
						ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	
27/set	L40D	26,0	6,9	0,00	90,0	6,705	0,000	0,000	0,000	6,705	
29/set	L42D	24,0	6,9	0,00	ND	10,219	0,000	4,872	0,000	15,091	
3/out	L46D	36,0	6,9	0,00	48,0	9,866	0,000	0,569	0,000	10,435	
4/out	L48D	34,0	6,8	0,00	55,0	7,106	0,000	1,128	0,000	8,234	
10/out	L50D	35,0	6,8	0,00	63,0	5,615	0,000	0,000	0,000	5,615	
18/out	L56D	28,0	6,5	0,00	54,0	25,186	0,000	0,000	0,750	25,936	
Médias					62,0	10,783	0,000	1,095	0,125	12,003	
		AHAs						Coliformes		Nitrogênio	
Data	Amostra	Monocloro	Dicloro	Tricloro	Dibromo	Bromocloro	HAAs totais	Fecal	Total	Amoniacal	Total
		ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	ug/L	NMP	NMP	mg/L	mg/L
27/set	L40D	ND	ND	ND	ND	ND	0,000	ND	ND	30,52	30,80
29/set	L42D	0,000	199,140	5,410	0,000	0,000	204,550	ND	ND	29,40	30,80
3/out	L46D	0,000	129,200	4,910	71,230	0,000	205,340	ND	ND	28,84	30,24
4/out	L48D	0,000	71,530	0,000	3,260	0,000	74,790	ND	ND	27,44	28,56
10/out	L50D	0,000	0,000	41,660	94,570	0,000	136,230	ND	ND	28,00	29,12
18/out	L56D	0,000	49,500	5,450	77,420	0,000	132,370	ND	ND	28,30	ND
Médias		89,9	11,49	49,3	0,000	125,547				28,75	29,90