

ELOISA HELENA PIANOWSKI



**DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: AVALIAÇÃO DA
DOSAGEM DE CLORO E FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo R. Janissek

CURITIBA

2003

ELOISA HELENA PIANOWSKI

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: AVALIAÇÃO DA
DOSAGEM DE CLORO E FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Paulo R. Janissek

CURITIBA

2003

TERMO DE APROVAÇÃO

**DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: AVALIAÇÃO DA DOSAGEM DE CLORO E
FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS**

POR

ELOISA HELENA PIANOWSKI

Dissertação aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre no **Curso de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Ambiental**, da Universidade Federal do Paraná, pela comissão formada pelos professores:

PRESIDENTE:



Prof. Dr. PAULO ROBERTO JANISSEK
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
UFPR

MEMBROS:



Prof. Dr. NEMÉSIO NEVES BATISTA SALVADOR
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
UFSCar



Prof.^a Dra. SANDRA MARA ALBERTI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
UFPR



Prof. Dr. ANDRÉ VIRMOND LIMA BITTENCOURT
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
UFPR

Curitiba, 27 de junho de 2003.

*“Ao meu marido,
Eng. Luiz Renato Cunha Guarinello.”*

AGRADECIMENTOS

Muitas páginas de agradecimento poderiam ser escritas, para nomear todos aqueles que direta ou indiretamente colaboraram nesta pesquisa, ficando aqui meus sinceros agradecimentos a todos. Sem palavras para expressar meu apreço, agradeço especialmente:

Ao meu marido Eng. Luiz Renato Cunha Guarinello, pois sem o seu carinho e apoio eu jamais teria concluído este trabalho.

Ao meu filho Lucas, que sempre compreendeu a minha ausência.

A minha mãe, que edificou no meu ser, uma pessoa capaz de realizar os sonhos e ao meu irmão Daniel Lisboa pelo apoio nos últimos meses.

Ao meu orientador, Prof. Paulo Roberto Janissek, pelo incentivo, dedicação e amizade, durante a realização deste trabalho.

A Ester pela compreensão, a Bárbara e Fabrício Janissek, pelo empréstimo involuntário do pai durante tantos fins de semana.

A todos os professores do mestrado e aos colegas pela solidariedade e apoio.

Ao Eng. Celso Savelli Gomes, a quem devo muito pelo meu crescimento profissional nos últimos anos e aos valiosos esclarecimentos na realização deste trabalho.

As Engas. Rosilete Busato e Soraia Giordani pela amizade, na mais pura e completa concepção da palavra.

A Profa. Gina Bachmann e Enga. Amália Pacheco pela amizade e incentivo, que me levaram a iniciar este mestrado.

Aos técnicos do SENAI, em especial Eng. Handa e sua equipe: Alexandre, Aninha, Sirlei, Juliana e Flávia.

A SANEPAR, que através do seu corpo técnico apoiou esta pesquisa.

Ao Prof. Miguel Aisse e a Profa. Edna Beronheiro pelo apoio e aos técnicos do Laboratório de Análises Ambientais da PUC-PR pela dedicação nas análises efetuadas.

Aos Profs. da UFCG-PB, Dr. Salomão Anselmo Silva e Dr. Rui de Oliveira, pelas opiniões e conselhos.

Particularmente a Deus, por ter permitido que eu realizasse este mestrado, ciente que antes de qualquer ideal próprio, existe um mundo só nosso a ser preservado.

“Todos tem direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Constituição Federal, Cap.VI, Art.225.

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS	x
LISTA DE GRÁFICOS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xiv
LISTA DE FOTOGRAFIAS	xv
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS	xvi
RESUMO	xviii
ABSTRATC	xix

CAPÍTULO I

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	ESTADO DA ARTE.....	1
1.2	JUSTIFICATIVA DO TRABALHO	6
1.3	OBJETIVO.....	7

CAPÍTULO II

2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
2.1	CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS	8
2.1.1	Características Físicas	11
2.1.2	Características Químicas	13
2.1.3	Características Biológicas	14
2.1.4	Principais Parâmetros	15
2.2	PROCESSO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	17
2.2.1	Processos Físicos	18
2.2.2	Processos Químicos.....	18
2.2.3	Processos Biológicos.....	19
2.2.3.1	Processos biológicos aeróbios.....	22
2.2.3.2	Processos biológicos anaeróbios.....	26

2.2.4	Redução Natural dos Microorganismos.....	30
2.3	DESINFECÇÃO.....	33
2.3.1	Cenário Mundial.....	33
2.3.2	Desinfecção do Esgoto no Brasil.....	35
2.3.3	Objetivo da Desinfecção	39
2.3.3.1	Microorganismos presentes.....	40
2.3.3.2	Parâmetros de Avaliação	42
2.3.3.3	Fatores que influenciam na desinfecção.....	43
2.3.3.4	Cinética da desinfecção.....	44
2.3.4	Processos de Desinfecção.....	47
2.3.4.1	Dióxido de cloro.....	48
2.3.4.2	Ozônio.....	54
2.3.4.3	Radiação ultravioleta.....	59
2.3.4.4	Outros processos de desinfecção.....	65
2.4	CLORO.....	67
2.4.1	Propriedades Físico-Químicas.....	68
2.4.2	Formas de Apresentação Comercial.....	69
2.4.3	Reações do Cloro com a Água Isenta de Impurezas.....	70
2.4.4	Cloro no Tratamento de Águas Residuárias	73
2.4.4.1	Amônia	74
2.4.4.2	Íons ferrosos e manganosos.....	78
2.4.4.3	Cianetos.....	78
2.4.4.4	Sulfetos.....	78
2.4.5	Cloro e Desinfecção.....	78
2.4.5.1	Atuação nos microorganismos.....	80
2.4.5.2	Cinética da desinfecção com cloro.....	81
2.4.5.3	Tanque de contato.....	83
2.4.5.4	Adição de cloro e mistura.....	84
2.4.5.5	Controle da dosagem de cloro.....	89
2.4.5.6	Subprodutos.....	89
2.4.5.7	Trihalometanos.....	93

2.4.5.8	Identificação e características físico-químicas.....	93
2.4.5.9	Precusores e formação dos da cloração	95
2.4.5.10	Níveis admissíveis.....	99
2.4.5.11	Prejuízo ao homem.....	100
2.4.5.12	Prejuízo ao meio ambiente	101
2.4.5.13	Técnicas de detecção.....	105
2.4.5.14	Descoloração	105
2.5	AVALIAÇÃO CRÍTICA DOS PROCESSOS DE DESINFECÇÃO...	107
2.6	LEIS E NORMAS.....	109

CAPÍTULO III

3	ESTUDO DE CASO	117
3.1	ESCOLHA DA ETE.....	118
3.2	DESCRIÇÃO DA ETE COLOMBO.....	118
3.2.1	Informações Gerais.....	119
3.2.1.1	Características e vazões dos esgotos afluentes á ETE.....	119
3.2.1.2	Estação elevatória EE-B1	120
3.2.1.3	Estação elevatória EE-B3	121
3.2.1.4	Estação elevatória EE-F1	121
3.2.1.5	Corpo receptor.....	122
3.2.2	Unidades de Tratamento da ETE Colombo- Sede.....	123
3.2.2.1	Justificativa do processo de tratamento adotado.....	123
3.2.2.2	Área de implantação da ete colombo – sede.....	124
3.2.2.3	Caixa de chegada	124
3.2.2.4	Grade.....	125
3.2.2.5	Desarenador.....	125
3.2.2.6	Calha Parshall.....	126
3.2.2.7	RALF - Reator anaeróbio de leito fluidizado	127
3.2.2.8	FA - Filtro biológico anaeróbio	129

LISTA DE QUADROS

2.1	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SUAS FONTES	9
2.2	PRINCIPAIS CONTAMINANTES EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS	10
2.3	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS	12
2.4	PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS	13
2.5	PRINCIPAIS MICROORGANISMOS PRESENTES NOS ESGOTOS SANITÁRIOS ..	14
2.6	ANÁLISES DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE CLIMAS TEMPERADO E TROPICAL	15
2.7	COMPOSIÇÃO TÍPICA DO ESGOTO DOMÉSTICO SEM TRATAMENTO	16
2.8	CARACTERÍSTICAS DOS REATORES USADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS	22
2.9	COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	24
2.10	REATORES ANAERÓBIOS – VANTAGENS E DESVANTAGENS	29
2.11	ELIMINAÇÃO ESPERADA DE MICROORGANISMOS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS	30
2.12	PARÂMETROS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	31
2.13	PARÂMETROS ESTABELECIDOS PELA OMS: INDICADORES MICROBIOLÓGICOS E TRATAMENTO REQUERIDO PARA REÚSO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS NA AGRICULTURA	35
2.14	ESTIMATIVA DE ATENDIMENTO DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS COM SAA E SES	36
2.15	ESTIMATIVA DE ÁGUA DISTRIBUÍDA E ESGOTO COLETADO EM m ³ /dia NO ANO DE 2000	37
2.16	PORCENTAGEM DA POPULAÇÃO URBANA ATENDIDA COM SAA E SES NO ANO DE 2000	37
2.17	PRINCIPAIS PATÓGENOS PRESENTES NO ESGOTO, DOENÇAS E SINTOMAS ASSOCIADOS	41
2.18	OCORRÊNCIAS TÍPICAS DE MICROORGANISMOS PATOGÊNICOS E INDICADORES EM ESGOTO BRUTO	43
2.19	COMPOSTOS ORGÂNICOS ANTES E APÓS A OZONIZAÇÃO	57
2.20	DOSES DE UV EM mWs/cm ² PARA INATIVAÇÃO DE 90% (1 log) OU 99% (2 log).	61
2.21	PRINCIPAIS PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DO CLORO (CL ₂)	68
2.22	VALORES DA CONSTANTE DE IONIZAÇÃO DO ÁCIDO HIPOCLOROSO A DIFERENTES TEMPERATURAS	71

2.23	CARACTERÍSTICAS DE 289 COMPOSTOS ORGÂNICOS POLUENTES IDENTIFICADOS NA ÁGUA	91
2.24	FORMAÇÃO DE THM's EM REAÇÕES DURANTE A CLORAÇÃO	98
2.25	NÍVEL MÁXIMO ESPERADO DE CONTAMINANTE E NÍVEL MÁXIMO ADMISSÍVEL	100
2.26	APLICABILIDADE DAS PRINCIPAIS ALTERNATIVAS DE DESINFECÇÃO	107
2.27	DESINFETANTES E PRODUTOS SECUNDÁRIOS DA DESINFECÇÃO CONFORME PORTARIA N.º 1469, DE 29 DE DEZEMBRO DE 2000	110
2.28	LEGISLAÇÃO FEDERAL REFERENTE ÀS ATIVIDADES QUE ENVOLVEM SANEAMENTO BÁSICO E MEIO AMBIENTE	114
2.29	LEGISLAÇÃO ESTADUAL REFERENTE ÀS ATIVIDADES QUE ENVOLVEM SANEAMENTO BÁSICO E MEIO AMBIENTE	116
3.1	VAZÕES, CARGAS E CONCENTRAÇÕES DE DBO AFLUENTES Á ETE	119
3.2	VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-B1	120
3.3	VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-B3	121
3.4	VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-F1	122
3.5	DADOS OPERACIONAIS DA ETE COLOMBO-SEDE NO ANO DE 2002	134
4.1	ANÁLISES REALIZADAS E METODOLOGIA UTILIZADA NO LAB.ENG. AMBIENTAL	143
4.2	ANÁLISES REALIZADAS NOS LABORATÓRIOS SENAI-CIC/CETSAM	145
5.1	RESULTADOS ANÁLISES DOS EFLUENTES ANTES DA CLORAÇÃO	147
5.2	RESULTADOS pH, TEMPERATURA, CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA A.	148
5.3	RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA A	148
5.4	RESULTADOS pH, TEMPERATURA ,CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA B.	150
5.5	RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA B	151
5.6	RESULTADOS pH, TEMPERATURA, CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA C.	153
5.7	RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA C.....	153
5.8	RESULTADOS OBTIDOS NOS LABORATÓRIOS DO SENAI-CIC/CETSAM	155
5.9	RESULTADOS DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO AFLUENTE E DOS AFLUENTES DA ETE ANTES DA CLORAÇÃO NAS DUAS FASES DO EXPERIMENTO.....	160

5.10	RESULTADOS OBTIDOS NOS LABORATÓRIOS DO SENAI-CIC/CETSAM COM TEMPO DE CONTATO DE 30 MINUTOS	163
5.11	RESULTADOS OBTIDOS NOS LABORATÓRIOS DO SENAI-CIC/CETSAM COM TEMPO DE CONTATO DE 21 HORAS	163
5.12	DOSAGEM DE CLORO RECOMENDADA PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTES	170

LISTA DE GRÁFICOS

5.1	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA A	149
5.2	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA A	149
5.3	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA B	151
5.4	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA B	152
5.5	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA C	154
5.6	RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA C	154
5.7	COLIFORMES TOTAIS E FECAIS , COM TEMPO DE CONTATO FIXO DE 30 MIN..	156
5.8	COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 10 MINUTOS DE CONTATO	157
5.9	COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 20 MINUTOS DE CONTATO	157
5.10	COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 30 MINUTOS DE CONTATO	157
5.11	GRÁFICO DE ÁREA QUE REPRESENTA O AGRUPAMENTO DOS RESULTADOS OBTIDOS POR DOSAGEM DE CLORO E TEMPO DE CONTATO	159
5.12	DOSAGEM DE CLORO E CLOROFÓRMIO PRODUZIDO COM 30 MINUTOS DE CONTATO.....	164
5.13	CURVAS CARACTERÍSTICAS DOS RESIDUAIS DE CLORO ENCONTRADOS NAS AMOSTRAS APÓS ADIÇÃO DE CLORO	165

LISTA DE FIGURAS

2.1	CORTE ESQUEMÁTICO DO RALF –SANEPAR	27
2.2	DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO	28
2.3	EFEITO DAS PARTÍCULAS NA INTENSIDADE DE UV	63
2.4	DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DO ÁCIDO HIPOCLOROSO E ÍON HIPOCLORITO NA ÁGUA, PARA VALORES DIFERENTES DE pH E TEMPERATURA	72
2.5	CURVA CARACTERÍSTICA DA CLORAÇÃO AO BREAKPOINT	76
2.6	CURVAS DE CLORO RESIDUAL EM RELAÇÃO A DOSE DE CLORO PARA ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM NITROGÊNIO EM FORMA DE AMONÍACO	77
2.7	CURVAS DE CLORO RESIDUAL EM RELAÇÃO A DOSE DE CLORO PARA ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM NITROGÊNIO AMONICAL E ORGÂNICO	77
2.8	SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO	85
2.9	MODELOS TÍPICOS DE DIFUSORES DE CLORO	86
2.10	SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO COM RESSALTO HIDRÁULICO EM CANAL ABERTO	87
2.11	SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO COM RESSALTO HIDRÁULICO EM CANAL FECHADO	87
2.12	DIFERENTES TIPOS DE ARRANJOS DE MISTURAS, USADAS PARA DISPERSÃO DE CLORO	88
5.1	SITUAÇÃO DA ETE COLOMBO NO MUNICÍPIO DE COLOMBO.....	167

LISTA DE FOTOGRAFIAS

3.1	GRADE MECÂNICA DE SÓLIDOS GROSSEIROS	125
3.2	CAIXA DE AREIA E DESARENADOR CICLÔNICO AO FUNDO	126
3.3	RALF E FILTRO ANAERÓBIO	129
3.4	VISTA DO FILTRO ANAERÓBIO, LEITOS DE SECAGEM AO FUNDO	131
4.1	COLETA DAS AMOSTRAS	140
4.2	EQUIPAMENTO JAR-TEST, UTILIZADO NA PRIMEIRA FASE DA PESQUISA ...	142
4.3	PREENCHIMENTO CARTELA QUANTI-TRAY	144
4.4	CARTELA QUANTI-TRAY APÓS 24 HORAS	144
4.5	CROMATÓGRAFO A GÁS – ANÁLISES ORGANOCLORADOS	146

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABES	Associação Brasileira Engenharia Sanitária
CAGEPA	Companhia de Água e Esgoto da Paraíba
CASAN	Companhia de Água e Esgoto de Santa Catarina
CEPIS	Centro Pan-Americano de Engenharia Sanitária e Ciência do Ambiente
CF	Coliformes Fecais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CT	Coliformes Totais
CTD	Carbono Total Dissolvido
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
EUP	Europe Cost Project
FA	Filtro Anaeróbio
FT	Fósforo Total
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
HAA	Ácidos Haloacéticos
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
MINEROPAR	Minerais do Paraná S.A.
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NKT	Nitrogênio Kjeldahl Total
NMP	Número Mais Provável
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento

PMSS	Programa de Modernização do Setor de Saneamento
PROSAB	Programa de pesquisa em Saneamento Básico
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SAA	Sistema de Abastecimento de Água
SES	Sistema de Esgotamento Sanitário
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SUDEMA	Superintendência de Desenvolvimento Estadual do Meio Ambiente
SUDERHSA	Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
THM	Trihalometanos
THMPI	Trihalometanos- Potencial de Formação Inicial
THMPF	Trihalometanos- Potencial de Formação Final
UASB	Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
UFCG	Universidade Federal de Campina Grande
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
UFPB	Universidade Federal do Paraíba
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UFRGS	Universidade Federal do Rio Grande do Sul
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UNB	Universidade Federal de Brasília
UNICAMP	Universidade Federal de Campinas
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta

RESUMO

Poluição ambiental, e mais especificamente poluição hídrica, tem sido assunto para debates, reuniões e preocupações em todo o mundo, deixando claro que muito ainda há para ser feito. Lançar no meio ambiente esgoto sanitário, mesmo que tratado e ainda desinfetado, também não está livre de causar sérios danos principalmente se a desinfecção for efetuada sem rigoroso controle. Visando colaborar com o tema, neste trabalho foi avaliada a dosagem de cloro necessária para a desinfecção dos efluentes da ETE Colombo- Sede e os subprodutos gerados na desinfecção. De propriedade da SANEPAR, a ETE localiza-se na cidade de Colombo, que pertence à região metropolitana de Curitiba no Paraná, cujo processo de tratamento é composto de um Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF) e um Filtro Biológico Anaeróbio (FA). Os resultados obtidos na cloração indicam que a adição de 6 mg/L de cloro disponível e tempo de contato de 20 minutos é suficiente para atingir as taxas de 5.000 e 1.000 NMP/100 mL para coliformes totais e fecais respectivamente. Para a avaliação dos subprodutos da cloração, os teores de clorofórmio, bromofórmio, iodobromoclorometano e dibromoclorometano, foram analisados por cromatografia gasosa. Dos THM's analisados observou-se formação significativa do clorofórmio, em quantidades muito acima do permitido (100 µg/L) para algumas dosagens de cloro. Os resultados obtidos para adição de cloro variando de 4 a 30 mg/L, com 30 minutos de contato, foram de 16,80 a 936,40 µg/L. No entanto, para adições de cloro entre de 6 e 10 mg/L e tempo de contato de 21 horas, as concentrações de clorofórmio alcançaram 347,60 e 474,30 µg/L respectivamente. A diluição do efluente, provocada pela infiltração das águas do aquífero Cárstico nas redes coletoras, pode estar comprometendo a eficiência do tratamento do esgoto na planta da ETE.

ABSTRACT

Environmental pollution, mainly water pollution, has been the subject of meetings around the world, and it is evident that much has to be done. The disposal of treated sewage, can cause serious damages to the environment, if the disinfection has been done without a rigorous control. In order to contribute on this subject the evaluation of the amount of chlorine and the related byproducts formation was evaluated in disinfection of the effluent from Colombo-Sede, a municipal wastewater treatment plant. The plant is located in the Colombo City, which belongs to the metropolitan area of Curitiba, the capital of Paraná State in Brazil. This treatment process is made in a RALF (UASB- Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors) with a FA (Anaerobic Filter). The results showed that 6 mg/L of free available chlorine with a contact time of 20 minutes reduce the total coliforms and fecal coliforms to the recommended levels of 5000 and 1000 viable cells / 100 mL respectively. The quantity of chlorinated by-products were evaluated by Gas Chromatographic analyses. Between the probable by products (bromoform, chloroform, bromodichloromethane and dibromochloromethane, called as THM), the chloroform was the main THM detected, at very high concentrations. When the amount of chlorine was from 4 to 30 mg/L and for a contact time of 30 minutes, the chloroform was detected from 16,8 to 936,4 µg/L. However, for chlorine addition of 6 and 10 mg/L but a contact time of 21 hours, the chloroform was formed in a concentration of 347,6 and 474,3 µg/L respectively. The infiltration of the water Karst aquifer into the sewage pipes, can be the cause of the lower efficiency of the plant.

1 INTRODUÇÃO

“O pensamento dos seres humanos é o único que pode conquistar o tempo e o espaço e criar o que jamais existiu, expandindo as fronteiras do conhecimento.”

Alexander Kazantsev

1.1 ESTADO DA ARTE

Um dos problemas mais desafiadores do nosso tempo é garantir o abastecimento de água potável para os seres humanos, além do consumo industrial e outros fins. Estimou-se que no ano 2.000 a demanda mundial de água seria da ordem de 18,7 mil km³/ano, sendo que 600 km³/ano destinados ao consumo humano, 9 mil km³/ano para diluição de esgotos, 7 mil km³/ano para irrigação, 1,7 mil km³/ano para a indústria e 400 km³/ano para outras finalidades (ROSA FILHO, 2002).

Preservar os recursos hídricos para garantir o abastecimento de água de boa qualidade ao longo das próximas décadas será o grande desafio. O Brasil, como vários outros países do mundo, vem enfrentando crises econômicas cada vez mais drásticas. O crescimento desordenado dos grandes centros e a falta de recurso para saneamento básico, colaborou para que na década de 90, ressurgissem doenças de veiculação hídrica, praticamente erradicadas no País, como por exemplo a cólera. Medidas emergenciais tiveram de ser tomadas para conter o surto que alarmou o país entre 1991 e 1994. Os primeiros casos foram detectados em abril de 1991, no Estado do Amazonas, de onde se alastrou progressivamente pela região Norte. No final de 1991, atingiu o município de São Luiz do Maranhão e no final de 1992 todos os Estados do Nordeste já haviam sido atingidos. Em 1993 e 1994 foram registrados casos em Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná (GEROMOLO, 1997).

À partir destes acontecimentos, a preocupação com os efluentes sanitários produzidos em toda malha urbana, distribuída nas várias cidades por todo país, principalmente nos grandes centros tornou-se mais evidente, com inúmeras campanhas

lançadas em nível nacional. A Resolução do CONAMA n.º 20, de 16 de junho de 1986, em especial os Artigos 21 e 23, que tratam de lançamento nos corpos d'água, passou então a ser exigida com maior rigor. No estado do Paraná, por exemplo, uma das medidas tomadas à partir de então, foi a determinação de prazos, para que as companhias de saneamento promovam o enquadramento conforme legislação vigente, dos efluentes advindos das Estações de Tratamento de Esgoto(ETE's) antes do lançamento no corpo receptor, o que provavelmente deverá estar ocorrendo em outros estados.

No Paraná, o órgão fiscalizador do meio ambiente é o Instituto Ambiental do Paraná (IAP). Foram então, firmados cerca de 390 termos de compromisso entre a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná) e o IAP, aproximadamente 170 referentes a sistemas de abastecimento de água (SAA) e 220 referentes a sistemas de esgotamento sanitário (SES), onde a primeira citada se compromete a tratar as descargas que possam estar vindo a afetar os corpos receptores, em todo o Estado, até 2.005. Desde então, várias medidas estão em fase de projeto e implantação, visando atender as exigências do IAP. Com referência às ETE's implantadas no Estado, observou-se que na maioria dos casos, atender às exigências do órgão fiscalizador, significa além de melhorar a qualidade dos efluentes a proceder a desinfecção dos mesmos. Uma das soluções encontradas pela SANEPAR, para diminuir os coliformes totais e fecais, visando atender à Resolução do CONAMA n.º 20, é a utilização do cloro gasoso ou hipoclorito de sódio, conforme pode ser observado na grande maioria dos projetos que tramitam no referido órgão o qual não procede a aprovação dos projetos das ETE's sem unidade de desinfecção¹.

O cloro, substância largamente utilizada para desinfecção da água de abastecimento em todo o mundo, tem colaborado ativamente na erradicação de

¹ A autora realizou análise de projeto de SES, entre 1999 e 2001, para várias cidades no Paraná, entre elas: Maringá, Sta Terezinha do Itaipu e São Miguel do Oeste, através de prestação de serviços de engenharia à CAIXA ECONOMICA FEDERAL, tendo constatado a presença de unidade de desinfecção com uso de cloro em todos os projetos.

inúmeras doenças de veiculação hídrica, porém, esta prática tem contribuído significativamente no aparecimento de sub-produtos tóxicos denominados ácidos haloacéticos (HAA) e trihalometanos (THM) entre outros.

Até a década de 70, era considerado que a contaminação do meio por compostos halogenados, acontecia principalmente através da aplicação de fertilizantes, herbicidas e pesticidas, vazamento de derivados de petróleo, descarte de solventes e resíduos industriais (BAIARD, 1998).

Hoje, sabe-se que existem inúmeros trabalhos já publicados em todo o mundo (ARGUELLO et al, 1979; HESPANHOL,1980; MACEDO, et al 1983; BATCHELOR et al, 1987; BRUCHET et al, 1987; AMY et al ,1987; COTRUVO, 1987; TOFT, 1987; WHITE, 1991; DI BERNARDO,1993; FERREIRA FILHO, 1995; POURMOGHADDAS e STEVENS, 1994; QASIN, 1999; ZARPELON, 2001), comprovando a formação dos compostos halogenados, especialmente HAA e THM, nas águas que contém matéria orgânica e recebem cloro para desinfecção e posterior distribuição à população.

A *Environment Protect Agency* (EPA), está empenhada há muito tempo, em associar esses componentes com o risco à saúde pública. Os estudos indicam que essas substâncias são prejudiciais a saúde humana e a ao meio ambiente, e que chegando a determinadas concentrações são cancerígenos podendo causar também alterações genéticas na biota (TARDIFF,1979; STEEL e McGHEE, 1979; ACHER et al., 1996; BAIARD, 1998; CAPECE, 1998; DAVIS e CORNWELL, 1998; VILLANUEVA et al, 2001).

Ao contrário das estações de tratamento de água, onde vários estudos já foram realizados, nas estações de tratamento de esgoto o problema não é abordado com a mesma ênfase no Brasil. Em vários países da Europa e da América do Norte, desde que o problema foi levantado com a água potável, tem-se preocupado com as conseqüências da utilização do cloro também nos sistemas de esgotos, assunto amplamente discutido nos países mais desenvolvidos, onde outras formas de desinfecção são utilizadas, no intuito de não contaminar o meio. Porém este problema

ainda não tem solução definitiva e requer habilidade e bom senso do engenheiro de projetos, que deverá avaliar a melhor proposta de desinfecção não apenas sob o aspecto econômico, mas à luz da preservação do meio. No atual cenário mundial onde a poluição hídrica é destaque, nosso País busca por um lado a renovação, a modernidade e a melhoria de vida dos seus cidadãos; por outro, no entanto, quando se fala em contaminação por patogênicos, descarta o poder de diluição e autodepuração dos corpos receptores, propondo o lançamento cada vez maior de substâncias tóxicas nos rios, em nome da desinfecção e em detrimento ao meio ambiente.

Diante do exposto, qual atitude causaria menos impacto ao meio? Será que não valeria a pena contar com a eliminação dos organismos patogênicos no corpo receptor, do que saturá-lo com elementos altamente tóxicos, os quais só causarão graves danos ao meio ambiente, afetando desde o mais elementar ser vivo do meio aquático do corpo receptor, até o ser humano, que em determinada situação se servirá desta mesma água.

Sabe-se que os sistemas convencionais de tratamento de água têm como um dos objetivos, eliminar os organismos patogênicos; porém essas mesmas unidades de tratamento, não subtraem totalmente os elementos tóxicos que possam estar dissolvidos no manancial de abastecimento. A redução significativa está condicionada a utilização processos de filtração pouco convencionais (CHERMISINOFF, 2002; FAUST e ALY, 2000) ou o uso de adsorventes como carvão ativado granular e resinas sintéticas (HESPANHOL, 1980; BAIARD, 1998; FERREIRA FILHO, 2001; ZARPELON e RODRIGUES, 2002). Vale ressaltar, que a pesquisa de MACEDO et al. (1983), realizada em SAA de São Paulo, concluíram que o carvão ativado granuloso não foi eficiente na remoção de THM.

Com o intuito de discutir o problema, sobre a utilização do princípio ativo do cloro na desinfecção do esgoto tratado, esta pesquisa está composta de uma revisão bibliográfica que contempla: 1) Identificação de forma sucinta do efluente sanitário e processos de tratamento mais difundidos no Brasil de forma sucinta; 2) Desinfecção, relatando a situação no Brasil, as pesquisas elaboradas, literatura disponível e os

métodos alternativos viáveis de implantação; 3) O princípio ativo do cloro (definição, características, classificação, formas de apresentação comercial, eficiência e reações na desinfecção, subprodutos); 4)Trihalometanos (definição, características, formas de poluição, causas e efeitos); 5) Legislação Nacional.

Um estudo de caso foi realizado com adição de hipoclorito de sódio no efluente da ETE Colombo- Sede e posterior análises visando detectar o problema. A descrição da ETE e da sistemática adotada na pesquisa, juntamente com os resultados obtidos, encontram-se no decorrer da explanação. No final, as conclusões do trabalho sugestões e as implicações dele decorrentes.

1.2 JUSTIFICATIVA DO TRABALHO

A justificativa pela opção em estudar os efeitos do cloro como alternativa de desinfecção, respalda-se no fato de se tratar de tecnologia dominada, utilizada com este fim a quase dois séculos e de amplo emprego no Brasil. O custo de implantação e manutenção são reduzidos se comparado com as demais opções disponíveis ainda pouco exploradas no País, aliada a disponibilidade de mão de obra operacional qualificada ou de fácil treinamento. Quanto ao tipo de efluente a ser pesquisado, foi decidido que o mesmo deveria advir de uma estação de tratamento de esgoto anaeróbio, por ser o processo de tratamento que compõe a grande maioria das ETE's implantadas no estado do Paraná e difundida em todo País.

Independente do método adotado para a desinfecção, é indiscutível que a maioria deles forma subprodutos indesejáveis ao meio ambiente. Esses efeitos podem ser minimizados ou suplantados diante da real necessidade de se proceder a desinfecção. Não se questiona a contaminação da malha hídrica do País, com o lançamento diário em torno de 15.500.000 m³/dia de esgoto sem desinfecção. Desse valor, apenas um terço recebe algum tipo de tratamento o que representa 5% do volume diário de toda água distribuída.

Vale ressaltar, que não é pretensão deste estudo, sugerir o descarte do uso do cloro, como alternativa de desinfecção; ao contrário, apenas chamar a atenção para a real necessidade de se efetuar a desinfecção, provocar uma análise da literatura disponível e despertar a sensibilidade dos profissionais da área para a realidade econômica e cultural do País. Em qualquer área de atuação da engenharia, fundamentar a solução tecnológica apenas no custo benefício do processo, sem avaliar os aspectos ambientais e ainda, a mão de obra disponível, é um princípio que está há décadas ancorado no tempo. Hoje, compete ao profissional avaliar criteriosamente sua função na sociedade, pois além de eleger a melhor solução técnica dentro do menor custo, não deve esquecer do fator humano. Soluções brilhantes podem ter resultados desastrosos ao longo do tempo.

1.3 OBJETIVO

Este trabalho tem por objetivo, abordar a desinfecção do esgoto tratado a nível secundário em planta baseada no processo biológico anaeróbio, tanto para tratamento primário como secundário. O processo adotado utiliza o cloro como agente desinfetante, avaliando-se a formação de trihalometanos durante a desinfecção e a dosagem mínima necessária com o menor tempo de contato, para obtenção do nível de desinfecção desejado, ou seja, 5.000 e 1.000 NPM/100 mL de coliformes totais e fecais respectivamente, conforme resolução n° 20 do CONAMA, Classe 2, na qual se encontra classificado o corpo receptor, que recebe os efluentes da referida ETE.

Não é propósito deste trabalho questionar a eficiência da cloração ou a necessidade de se proceder a desinfecção nos efluentes das ETE's, mas mostrar a probabilidade da formação de substâncias tóxicas, chamando a atenção para a exigência desta prática ampla e indiscriminada, dos órgãos responsáveis pelo meio ambiente, sem considerar a contento a diluição, a capacidade de depuração e a real finalidade do uso da água do corpo receptor.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

“É mais fácil melhorar as causas já descobertas, do que ser o primeiro autor de novos inventos.”

Glauber, alquimista do século XVI.

2.1 CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Segundo METCALF e EDDY (1991), as águas residuárias podem ser definidas como uma combinação de resíduos diluídos em água, removidos de residências, instituições, estabelecimentos comerciais e industriais e ainda águas subterrâneas, superficiais ou pluviais que possam estar presentes.

Esta pesquisa se concentra nas águas residuárias de origem domiciliar, nas quais encontram-se uma variedade muito grande de elementos, resultado da associação de fatores climáticos (temperatura e pluviosidade), qualidade da água de abastecimento, hábitos culturais, condições econômicas e de saúde da população (ARCEIVALA, 1981).

O esgoto sanitário essencialmente orgânico de origem doméstica possui grande variação de vazão durante o dia, devido ao ciclo das atividades domiciliares. Em pequenas redes, este efeito pode ser observado de imediato nas ETE's, sendo que em sistemas de coleta e afastamento com longos trechos de tubulações, esses efeitos são minimizados em função do amortecimento da vazão, do lançamento na rede até o destino final. As contribuições de algumas atividades comerciais ou industriais (lavanderias, restaurantes, etc.), inseridas na malha urbana, podem agravar ou amenizar o impacto das vazões máximas nas ETE's. HAMMER (1996), sugere que durante as 24 horas do dia, a taxa de variação entre a vazão mínima e máxima, ocorre entre 20 e 250 % para pequenas cidades e de 50 a 200%, para grandes cidades. O horário de menor vazão, seria por volta das 5:00 h da manhã e o pico ocorre próximo ao meio dia.

O quadro 2.1 contempla de uma forma ampla, a composição típica das águas residuárias, tanto de origem doméstica como industrial.

QUADRO 2.1 – CARACTERÍSTICAS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS E SUAS FONTES

CARACTERÍSTICAS	FONTE
PROPRIEDADES FÍSICAS	
Cor	Resíduos domésticos e industriais, degradação natural de materiais orgânicos
Odor	Águas residuárias em decomposição e resíduos industriais
Sólidos	Sistemas de abastecimento de água potável, resíduos domésticos e industriais, erosão de solos, infiltração
Temperatura	Resíduos domésticos e industriais
CONSTITUINTES QUÍMICOS	
ORGÂNICOS	
Carboidratos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Gorduras, óleos e graxas	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Pesticidas	Resíduos agrícolas
Fenóis	Resíduos industriais
Proteínas	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Poluentes perigosos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Surfactantes	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Compostos org. voláteis	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Outros	Degradação natural de matérias orgânicas
INORGÂNICOS	
Alcalinidade	Resíduos domésticos, abastecimento de água potável, infiltração de água subterrânea
Cloretos	Resíduos domésticos, abastecimento de água potável, infiltração de água subterrânea
Metais pesados	Resíduos industriais
Nitrogênio	Resíduos domésticos e agrícolas
pH	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Fósforo	Resíduos domésticos, comerciais e industriais, drenagem natural de água
Poluentes perigosos	Resíduos domésticos, comerciais e industriais
Enxofre	Abastecimento de água potável, resíduos domésticos, comerciais e industriais
GASES	
Gás sulfídrico	Decomposição de resíduos domésticos
Metano	Decomposição de resíduos domésticos
Oxigênio	Abastecimento de água potável, infiltração com a superfície da água
CONSTITUINTES BIOLÓGICOS	
Animais	Cursos d'água abertos e estações de trat. de efluentes
Plantas	Cursos d'água abertos e estações de trat. de efluentes
Protistas	
Eubactéria	Resíduos domésticos, infiltração de águas superficiais e estações de tratamento de efluentes
Arquebactérias	Resíduos domésticos, infiltração de águas superficiais e estações de tratamento de efluentes
Vírus	Resíduos domésticos

FONTE: METCALF E EDDY (1991)

Segundo SILVA e MARA (1979) o esgoto bruto é formado basicamente por 99,9% de água e o restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos além dos microorganismos remanescentes.

Os principais compostos que integram as águas residuárias de origem urbanas e as interferências de cada um deles no tratamento dos efluentes e no meio ambiente, são mostradas no quadro 2.2, adaptado de METCALF & EDDY (1991).

QUADRO 2.2 - PRINCIPAIS CONTAMINANTES EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

CONTAMINANTE	IMPORTÂNCIA
Sólidos suspensos	Sólidos em suspensão podem gerar depósitos de lodo e levar ao desenvolvimento de condições anaeróbias quando o efluente não tratado é lançado no meio aquático.
Orgânicos biodegradáveis	Compostos principalmente por proteínas, carboidratos e gorduras, os orgânicos biodegradáveis são quantificados basicamente em termos de DBO (demanda bioquímica de oxigênio) e DQO (demanda química de oxigênio). Lançado sem tratamento ao ambiente, sua estabilização biológica pode levar à queda da reserva de oxigênio natural e ao desenvolvimento de condições sépticas.
Patogênicos	Doenças podem ser transmitidas por organismos patogênicos em águas residuárias.
Nutrientes	Tanto nitrogênio quanto fósforo, juntos ao carbono, são nutrientes essenciais para o crescimento de microorganismos. Quando lançados no ambiente aquático, estes nutrientes podem levar ao crescimento de uma vida aquática não desejável. Quando lançados em excessivas quantidades sobre a terra, também podendo chegar a poluir águas subterrâneas.
Poluentes perigosos	Compostos orgânicos e inorgânicos selecionados com base no conhecimento de apresentarem carcinogenicidade, mutagenicidade, teratogenicidade ou toxicidade, podem ser encontrados em águas residuárias.
Orgânicos refratários	Estes orgânicos tendem a resistir a métodos convencionais de tratamento de efluentes líquidos. Exemplos típicos incluem surfactantes, fenóis e pesticidas agrícolas.
Metais pesados	Metais pesados são geralmente adicionados às águas residuárias através de despejos provenientes de atividades comerciais e industriais e devem ser removidos se o efluente for reutilizado.
Inorgânicos dissolvidos	Constituintes inorgânicos como cálcio, sódio e sulfato são adicionados ao efluente pelo uso e devem ser removidos se o efluente for reutilizado.

Fonte: METCALF & EDDY (1991)

Os elementos que compõem o quadro 2.2, serão comentados a seguir, mais detalhadamente, conforme suas características físicas, químicas e biológicas, lembrando tratar-se de esgotos domésticos.

METCALF & EDDY (1991) asseguram que os parâmetros físicos, químicos e biológicos estão interrelacionados entre si, como por exemplo, a atividade e o tempo de sobrevivência dos microorganismos na água (parâmetro biológico), são afetados pela temperatura (parâmetro físico), além de alterar a solubilidade de gases na mesma

(parâmetro químico).

A completa análise de todas as espécies que compõem as águas residuárias domésticas seria impossível, devida a complexa natureza de sua origem. Mesmo que fosse possível, não seria muito útil relacionar todas elas. Na prática, alguns parâmetros são utilizados para determinar o grau de poluição do esgoto doméstico, ou o quanto ele é agressivo ao meio, sendo os parâmetros mais utilizados, baseados na demanda de oxigênio (DBO₅, DQO) consumido pela oxidação da matéria orgânica. (SILVA E MARA, 1979). Segundo METCALF & EDDY (1991), num efluente doméstico, em média, 75 % dos sólidos suspensos e 40 % dos sólidos filtráveis são compostos orgânicos, de origem animal, vegetal ou ainda como resultado das atividades humanas.

VON SPERLING (1996 a) leciona que os teores de sólidos, são características químicas dos esgotos domésticos, ao contrário da maioria dos autores. Porém, a observação de METCALF & EDDY (1991), citada anteriormente, mostra que as duas situações são bem empregadas.

2.1.1 Características Físicas

Os parâmetros físicos utilizados para a caracterização dos efluentes domésticos são: temperatura, cor, odor, turbidez e sólidos totais. No quadro 2.3 a seguir, adaptado de QASIM², citado por VON SPERLING (1996 a), encontram-se descritos os referidos parâmetros.

² QASIM, S.R. (1985). Wastewater Treatment Plants: planning, design and operation. Holt, Rinchart and Winston, New York.

QUADRO 2.3 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DOS ESGOTOS DOMÉSTICOS

Parâmetro	Descrição
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> - Ligeiramente superior à da água de abastecimento - Variação conforme as estações do ano (mais estável que a temperatura do ar) - Influência na atividade microbiana - Influência na solubilidade dos gases - Influência na viscosidade do líquido
Cor	<ul style="list-style-type: none"> - Esgoto fresco: ligeiramente cinza - Esgoto séptico: cinza escuro ou preto
Odor	<ul style="list-style-type: none"> - Esgoto fresco: odor oleoso relativamente desagradável - Esgoto séptico: odor fétido (desagradável), devido ao gás sulfídrico e a outros produtos da decomposição - Despejos Industriais: odores característicos
SÓLIDOS TOTÁIS <i>Em suspensão</i> - Fixos - Voláteis <i>Dissolvidos</i> - Fixos - Voláteis <i>Sedimentáveis</i>	Orgânicos e Inorgânicos; suspensos e dissolvidos; sedimentáveis. <ul style="list-style-type: none"> - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que não são filtráveis (ñ dissolvidos) - Componentes minerais, não incineráveis, inertes, dos sólidos em suspensão. - Componentes orgânicos dos sólidos em suspensão - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que são filtráveis. Normalmente considerados com dimensão inferior a 10^{-3}. - Componentes minerais dos sólidos dissolvidos. - Componentes orgânicos dos sólidos dissolvidos. - Fração dos sólidos orgânicos e inorgânicos que sedimenta em 1 hora no cone Imhoff. Indicação aproximada da sedimentação em um tanque de decantação.
Turbidez	<ul style="list-style-type: none"> - Causada por uma grande variedade de sólidos em suspensão - Esgotos mais frescos ou mais concentrados: geralmente maior turbidez

FONTE – VON SPERLING (1996a), adaptado de QASIM (1985).

JORDÃO e PESSOA (1995), KIELY (1996), entre outros autores, incluem como a principal característica física a matéria sólida (sólidos totais) e a classificam em função das dimensões das partículas (suspensas, coloidais e dissolvidas), da sedimentabilidade e da secagem. METCALF & EDDY (1991), ressaltam ainda, que a matéria orgânica, fração mais significativa no tratamento de esgoto, se volatiliza no processo de determinação dos sólidos a temperaturas entre 500 e 600°C, resultando apenas cinzas. Os termos utilizados como resultado desta análise são “sólidos suspensos voláteis” e “sólidos suspensos fixos”, que representam respectivamente os compostos orgânicos e inorgânicos.

2.1.2 Características Químicas

As principais características químicas são determinadas por compostos orgânicos, inorgânicos e gases dissolvidos. A análise da matéria orgânica consiste em um dos parâmetros mais importantes para a caracterização do efluente (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

O quadro 2.4, foi obtido de VON SPERLING (1996 a), no qual são apresentados os parâmetros mais importantes e a descrição de cada um deles.

QUADRO 2.4 – PRINCIPAIS CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DAS ESGOTOS DOMESTICOS

Parâmetro	Descrição
MATÉRIA ORGÂNICA <i>Determinação indireta</i> - DBO ₅ - DQO - DQO última <i>Determinação Direta</i> - COT	Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Principais componentes: proteínas carboidratos e lipídios. - Demanda Bioquímica de Oxigênio. Medida a 5 dias, 20°C. está associada à fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos. É uma medida do oxigênio consumido após 5 dias pelos microorganismos na estabilização bioquímica da matéria orgânica. - Demanda Química de Oxigênio. Representa a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar quimicamente a matéria orgânica carbonácea. - Demanda Última de Oxigênio. Representa o consumo total de oxigênio, ao final de vários dias, requerido pelos microorganismos para a estabilização bioquímica da matéria orgânica. - Carbono Orgânico Total. É uma medida direta da matéria orgânica carbonácea. É determinado através da conversão do carbono orgânico a gás carbônico.
NITROGÊNIO TOTAL <i>Nitrogênio Org</i> <i>Amônia</i> <i>Nitrito</i> <i>Nitrato</i>	O nitrogênio total inclui o nitrogênio orgânico, Amônia, Nitrito e Nitrato. É um nutriente indispensável para o desenvolvimento dos microorganismos no tratamento biológico. O nitrogênio orgânico compreendem o denominado Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK). - Nitrogênio na forma de proteínas, aminoácidos e uréia. - Produzida como primeiro estágio da decomposição do nitrogênio orgânico. - Estágio intermediário da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto. - Produto final da oxidação da amônia. Praticamente ausente no esgoto bruto.
FÓSFORO <i>Fósforo orgânico</i> <i>Fósforo inorgânico</i>	O fósforo total existe na matéria orgânica e inorgânica. É um nutriente indispensável no tratamento biológico. - Combinado à matéria orgânica - Ortofosfato e polifosfatos.
pH	Indicador das características ácidas ou básicas do esgoto. Uma solução é neutra em pH 7. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH.
ALCALINIDADE	Indicador da capacidade tampão do meio (resistência às variações do pH). Devido a presença de bicarbonato, carbonato e íon hidroxila (OH).
CLORETOS	Proveniente da água de abastecimento e dos dejetos humanos.
ÓLEOS E GRAXAS	Fração da matéria orgânica solúvel em hexanos. Nos esgotos domésticos, as fontes são óleos e gorduras utilizados nas comidas.

FONTE - VON SPERLING (1996a), adaptado de QASIM (1985), METCALF & EDDY (1991) e ARCEIVALA (1981)

2.1.3 Características Biológicas

A presença de microorganismos nos efluentes sanitários é imprescindível na decomposição e estabilização da matéria orgânica, em especial as bactérias. No quadro 2.5, apresentam-se as principais delas.

QUADRO 2.5 – PRINCIPAIS MICROORGANISMOS PRESENTES NOS ESGOTOS SANITÁRIOS

MICROORGANISMO	DESCRIÇÃO
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos protistas unicelulares. - Apresentam-se em várias formas e tamanhos. - São os principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. - Algumas bactérias são patogênicas, causando principalmente doenças intestinais.
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos unicelulares sem parede celular. - A maioria é aeróbio ou facultativo. - Alimentam-se de bactérias, algas e outros microorganismos. - São essenciais no tratamento biológico de esgotos para manutenção de equilíbrio entre os diversos grupos. - Alguns são patogênicos.
Fungos	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos aeróbios, multicelulares, não fotossintéticos, heterotróficos. - São também de grande importância na decomposição da matéria orgânica - Podem crescer em condições de baixo pH.
Vírus	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça protéica. - Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento.
Helmintos	<ul style="list-style-type: none"> - Animais superiores - Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.

FONTE: SILVA E MARA (1979) e METCALF & EDDY (1985)

Os organismos patogênicos presentes nos esgotos domésticos são de difícil detecção, em função da baixa concentração em relação ao volume de esgotos gerados. Para evidenciá-los, seria necessário um grande número de análises, o que é evitado com a utilização do grupo coliforme como indicador. De acordo com JORDÃO E PESSOA (1995), as bactérias coliformes são típicas do intestino do homem e de outros animais de sangue quente. Por estarem sempre presente no excremento humano e em grandes quantidades (100 a 400 bilhões de coliformes/hab./ dia), são adotados como referência para medir a grandeza da poluição de origem microbiana. A medida é dada por estimativas estatísticas de sua concentração, conhecida como Número Mais Provável de Coliformes (NPM/mL ou NPM/100 mL).

2.1.4 Principais Parâmetros

Segundo VON SPERLING (1996 a), alguns parâmetros merecem destaque quando se trata de caracterização dos esgotos domésticos, que são:

- Sólidos: dissolvidos, em suspensão e sedimentáveis.
- Indicadores de matéria orgânica: DBO₅, DBO_u, DQO e COT.
- Nitrogênio: orgânico, amônia, nitrito e nitrato.
- Fósforo: ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico
- Indicadores de contaminação fecal: coliformes fecais e totais.

Ressaltam SILVA e MARA (1979) que a variação da composição dos esgotos domésticos é muito grande de um país para outro, ou de uma região para outra. Como exemplo, citam que a concentração de DBO₅, é flutuante em função do fator diluição, ou seja, do consumo de água por habitante. Nos Estados Unidos, o consumo é de 350 a 400 L/ hab. dia e a DBO₅ média 213 mg/L, nos países tropicais são observados consumo menores, entre 40 e 100 L/ hab. dia e a média de DBO₅ encontrada em dois anos de pesquisa na cidade de Campina Grande, na Paraíba, é de 288 mg/L. Estas variações podem ser explicadas pela concentração de poluentes dos esgotos domésticos produzidos, de uma população para outra, devido a diversificação da dieta alimentar. Os parâmetros apresentados no quadro 2.6, dão outros exemplos.

QUADRO 2.6 – ANÁLISES DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE CLIMAS TEMPERADO E TROPICAL

	Componentes (mg/L)				
	DBO ₅	S. Suspensos	Sól. Totais	Cloretos	Nitrog. Amoniacal
Quênia (Nairóbi)	448	550	503	50	67
Brasil (Campina Grande)	288	313	1195	368	43
Índia (Kodumgalyur)	282	402	1060	250	30
Peru (Lima)	175	196	1187	-	-
Israel (Herzliya)	285	427	1094	163	76
USA (Allentown)	213	186	502	96	12
Reino Unido (Yeovil)	324	321	-	315	29

FONTE – SILVA E MARA (1979)

As assertivas dos autores supra citados, são facilmente comprovadas pela própria literatura disponível para caracterização de efluentes domésticos. Os valores

propostos para cada parâmetro na literatura internacional, possuem variação considerável de um autor para outro, na qual se baseia também a bibliografia nacional. O quadro 2.7, abaixo elencado, foi adaptado de diversos autores, apresentando faixas ou valores médios para os principais parâmetros mencionados.

QUADRO 2.7 – COMPOSIÇÃO TÍPICA DO ESGOTO DOMÉSTICO SEM TRATAMENTO

Parâmetro	Unidade	Concentração
SÓLIDOS TOTÁIS	mg/ L	350 – 1200
<i>Em suspensão</i>	mg/ L	100 – 350
Fixos	mg/ L	~ 80 % do total em suspensão
Voláteis	mg/ L	~ 20 % do total em suspensão
<i>Dissolvidos</i>	mg/ L	250 – 650
Fixos	mg/ L	~ 40 % do total dissolvido
Voláteis	mg/ L	~ 60 % do total dissolvido
DBO ₅	mg/ L	110 – 360
DQO	mg/ L	250 – 1000
- COT	mg/ L	80 – 290
NITROGÊNIO TOTAL	mg/ L	20 – 85
<i>Nitrogênio Org</i>	mg/ L	8 – 40
<i>Amônia</i>	mg/ L	12 – 50
<i>Nitrito</i>	mg/ L	0
<i>Nitrato</i>	mg/ L	0
FÓSFORO	mg/ L	4 – 15
<i>Fósforo orgânico</i>	mg/ L	1 – 5
<i>Fósforo inorgânico</i>	mg/ L	3 – 10
ALCALINIDADE	mg/ L	50 – 200
CLORETOS	mg/ L	30 – 100
POTÁSSIO	mg/ L	7 – 15
ÓLEOS E GRAXAS	mg/ L	50 – 150
SULFATO	mg/ L	20 – 50
COLIFORMES TOTAIS	NMP/ 100 mL	10 ⁶ – 10 ⁹
COLIFORMES FECAIS	NMP/ 100 mL	10 ⁵ – 10 ⁸
VÍRUS	unidade	10 ² – 10 ⁴

FONTES – Adaptado de LIU (1999) METCALF & EDDY (1991), SILVA E MARA (1979), ARCEIVALA (1981), HAMMER (1996) e KIELY (1996), AISSE (2000).

No intuito de ressaltar as divergências encontradas na literatura disponível, referente aos quadros 2.6 e 2.7, seguem algumas observações. Um dos parâmetros que mais diverge dos autores internacionais, para SILVA e MARA (1979), é a variação da taxa de sólidos totais, cujo valor médio encontrado pelos autores citados é de 1195 mg/L. Apenas METCALF & EDDY (1985 e 1991), admitem o valor máximo de 1200 mg/L, ainda para esgoto considerado altamente concentrado, enquanto que para a região nordeste do Brasil, o número acima corresponde a um valor médio.

2.2 PROCESSOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Atualmente encontra-se vasta bibliografia nacional sobre sistemas de tratamento de esgotos sanitários. A maior parte dela foi desenvolvida nos últimos anos por pesquisadores que, atendendo as condições ambientais aliada à realidade econômica e sociocultural dos estados e municípios, disponibilizou e normatizou vários processos de tratamento de efluentes sanitários, hoje difundidos em todo país.

ANDRADE NETO (1997), citando VON SPERLING (1996)³, comenta sobre o preconceito contra alguns processos de tratamento simplificado de esgoto, entendendo que a simplicidade conceitual reside nos processos mais naturais, menos mecanizados, mais econômicos na implantação e operação entendendo ser esta a saída para países em desenvolvimento como o Brasil. O mesmo autor destaca como sistemas simples para tratamento de esgotos, no contexto da realidade brasileira, alguns sistemas anaeróbios, sendo as lagoas de estabilização e a disposição controlada no solo, os mais naturais.

No Paraná, segundo PACHECO (2002), em 2000, mais de 140 municípios possuíam sistemas de esgotamento sanitário em operação, com sistemas biológicos de tratamento, predominando os processos anaeróbios.

Serão a seguir descritos de forma sucinta, os processos de tratamento mais utilizados no Brasil, sendo que os processos biológicos anaeróbios serão abordados com maior dedicação no decorrer da pesquisa.

JORDÃO e PESSOA (1995), assim como outros autores, classificam os processos de tratamento em:

- a) processos físicos;
- b) processos químicos; e
- c) processos biológicos.

³ VON SPERLING, M. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias. Anais do Seminário Internacional "Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais". UFMG- Departamento de Eng. Sanitária e Ambiental, 1996.

É comum estes processos aparecerem associados entre si, visando melhor atender as características de cada região e do efluente a ser tratado. Os processos físicos e biológicos, são as combinações mais encontradas.

2.2.1 Processos Físicos

Os processos físicos, segundo os autores citados anteriormente, se caracterizam pela separação de sólidos e líquidos, e são:

- remoção de sólidos grosseiros;
- remoção de sólidos sedimentáveis;
- remoção de sólidos flutuantes;
- remoção da umidade do lodo;
- filtração;
- diluição e
- homogeneização.

2.2.2 Processos Químicos

São os mais caros, devido ao emprego de reagentes, e os menos utilizados no país nos tratamentos de esgotos domésticos. Os processos químicos são bastante utilizados nos sistemas de tratamento de água, sendo que no tratamento de efluentes domésticos aparecem na maioria das vezes como coadjuvantes ou complementares dos processos físicos e biológicos. Destacam-se os seguintes:

- coagulação e floculação;
- precipitação química;
- elutriação;
- oxidação química;
- desinfecção e
- neutralização ou correção de pH.

Segundo KARLSSON (1999), muitos países desenvolvidos operam com processos químicos, como processo principal de tratamento de efluentes, como é o caso da Escandinávia e da Noruega, com mais de 50% das plantas de tratamento químico de esgoto. Já a Suécia e a França operam com sistemas químicos e biológicos combinados.

No Brasil, são praticamente inexistentes isoladamente em tratamento de esgotos domésticos. A pesquisa realizada por JORDÃO et al. (2002), como proposta de tratamento primário, utiliza um processo denominado Tratamento Primário Quimicamente Assistido (CEPT)⁴, fazendo importante comparação de custos de implantação e de operação com relação a reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), concluindo que praticamente não há diferença de custos ao longo de 25 anos de operação. Acrescenta a vantagem da qualidade do efluente da CEPT, reduzindo o custo do tratamento secundário e a desvantagem da manipulação de produtos químicos e do lodo produzido no CEPT, comparado ao lodo produzido no UASB. A tecnologia é apresentada de forma viável para implantação em países em desenvolvimento.

2.2.3 Processos Biológicos

Os processos biológicos são os mais difundidos em todo o mundo, conforme mencionado em outro momento.

Aduz VON SPERLING (1996 b) que uma estação de tratamento de esgoto reproduz um fenômeno natural, idêntico ao que acontece nos corpos receptores, quando a matéria orgânica é convertida em substâncias inertes, que é chamado de *autodepuração*. A diferença, é a introdução de tecnologia, objetivando controle e eficiência do processo biológico.

⁴ Do inglês *Chemical enhanced primary treatment (CEPT)*.

Segundo BRANCO (1986), “a reprodução de bactérias ocorre basicamente por simples divisão ou pela formação de esporos, não ocorrendo em geral a reprodução sexuada.” Quando permanecem agregadas após a reprodução, formam colônias de aspectos típicos, o que facilita a sua identificação.

Para MALINA (1992) “em tratamento de águas residuárias, as bactérias de maior interesse são classificadas como heterotróficas, cuja fonte de carbono é a matéria orgânica, transformada em minerais como gás metano e dióxido de carbono.”

Aduz BRANCO (1986), que o material orgânico requerido pelas bactérias heterotróficas consiste em substâncias complexas já estruturadas, obrigatoriamente produtos elaborados por atividade orgânica, e para tanto, dependem das bactérias autotróficas. Em síntese, o comportamento autotrófico é característico da maioria dos vegetais e o heterotrófico, caracteriza tipicamente o comportamento animal.

De acordo com VON SPERLING (1996 b) a digestão de material orgânico de maiores dimensões, ou seja, particulado ou com moléculas de cadeias longas (por exemplo: proteínas, carboidratos e lipídios) é realizada inicialmente de forma extracelular. Muitas bactérias expõem ou secretam enzimas digestivas sobre o material, que passa ao estado líquido no próprio meio. Em seguida é absorvido pelas células. As reações biológicas dependem das condições do meio em que os microorganismos se encontram. Para cada fator (temperatura, pH, nutrientes, etc.) existem faixas consideradas ótimas ao seu desenvolvimento e outras que podem ser prejudiciais, causando efeitos inibitórios ou tóxicos.

A relação água / matéria seca, na composição básica das bactérias, é dada por METCALF & EDDY (1991), na proporção de 80 e 20% respectivamente. Da matéria seca, 90% é matéria orgânica e 10% é inorgânica. As fórmulas mais utilizadas para caracterizar a fração orgânica das células bacterianas são: $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ (incluindo o fósforo) e $C_5H_7O_2N$ (sem incluir o fósforo). Em qualquer das fórmulas a relação C:H:O:N é a mesma. Esses elementos são naturalmente fornecidos pelo substrato e a falta deles levará a limitação do crescimento bacteriano.

Utilizando-se dos microorganismos presentes no esgoto, responsáveis pela degradação da matéria orgânica, os processos biológicos são descritos basicamente como aeróbios ou anaeróbios, em função do meio no qual os microorganismos se desenvolvem.

A característica hidráulica dos reatores, é determinada pela forma, distribuição de fluxo e mistura, que podem definir o grau de eficiência do mesmo em função do que se pretende como resultado.

De acordo com METCALF & EDDY (1991), na prática o reator ideal seria o de fluxo em pistão, o qual se consegue com um tanque retangular de comprimento várias vezes maior que a profundidade e a largura.

Aduz VON SPERLING (1996 b), que a hidráulica dos reatores é classificada sob dois princípios básicos:

- fluxo intermitente, ou em batelada: entrada e saída descontínuas;
- fluxo contínuo : entrada e saída contínuas, mesmo com variação de vazão.

O padrão de mistura obtido, tem características diferentes em função do tipo de escoamento, que podem ser descritos como:

- fluxo em pistão;
- mistura completa;
- fluxo disperso;
- arranjos de células em série e/ou em paralelo.

O quadro 2.8 a seguir, demonstra os tipos de reatores utilizados com mais frequência no tratamento de esgotos.

QUADRO 2.8 -CARACTERÍSTICAS DOS REATORES USADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

Modelo Hidráulico	Características
Batelada	O reator de batelada é aquele no qual o fluxo é interrompido a cada ciclo, com o conteúdo do reator misturado completamente. Nesse sistema deve haver no mínimo dois tanques, onde ocorrem todas as fases do processo de tratamento. Durante a mistura, todos os elementos são expostos ao tratamento por um tempo igual à permanência do substrato no reator. Em consequência, o reator em batelada se comporta como um volume discretizado num reator de fluxo em pistão. No processo de lodos ativados, uma das variantes é da operação intermitente, através dos reatores em batelada.
Fluxo em pistão	O fluxo se processa como um êmbolo, sem misturas longitudinais. As partículas do fluido passam através do tanque, permanecendo nele por um período igual ao tempo de detenção hidráulica, correspondente à vazão de entrada dividida pela área transversal ao fluxo. Este tipo de fluxo ocorre em tanques com uma elevada relação comprimento-largura, considerando que a dispersão longitudinal seja mínima.
Mistura completa	As partículas que entram no tanque são imediatamente dispersas em todo o corpo do reator, obtendo-se uma concentração de partículas homogênea em todo o seu volume. A entrada e saída são contínuas. A quantidade de partículas que saem é proporcional à vazão de entrada e a sua concentração no interior do tanque.
Fluxo disperso	O fluxo disperso possui um grau de mistura intermediário entre o fluxo pistão e a mistura completa. Na realidade todos os reatores apresentam fluxo disperso. A fim de simplificar a sua modelagem, são realizadas aproximações para um dos dois modelos hidráulicos ideais. O fluxo de entrada e saída é contínuo.
Reatores de mistura completa em série	O objetivo de colocar reatores de mistura completa em série é de possibilitar a modelação do regime hidráulico que existe entre os regimes ideais de fluxo em pistão e mistura completa. À medida que cresce o número de reatores em série, o fluxo em pistão é reproduzido com maior precisão. A entrada e a saída são contínuas.
Reatores com enchimento	O interior desses reatores é preenchido com algum tipo de material, como pedra, plástico, cerâmica e outros, que terá a função de suportar a formação de um filme biológico fixo. O fluido entra em contato com essa camada aderida na área superficial do material, no momento em que passa pelos vazios existentes. Estes reatores podem ser submersos, com o volume de poros saturados (filtro anaeróbio e biofiltro aerado); ou com dosagens intermitentes, com os poros não saturados (filtro biológico). O fluxo pode ser ascendente ou descendente.

FONTE – Adaptado de METCALF E EDDY, 1991; VON SPERLING (1996 b)

Estas considerações deverão ser avaliadas no projeto de outras unidades da estação, como floculador, tanque de contato na desinfecção, entre outras. A forma de escoamento e mistura influenciará na eficiência dessas unidades.

2.2.3.1 Processos biológicos aeróbios

Os processos biológicos aeróbios mais importantes, são a fotossíntese e a oxidação da matéria orgânica por bactérias que usam oxigênio (VON SPERLING,

1996 c). Segundo o autor, a fotossíntese ocorre principalmente nos sistemas de tratamento por lagoas, em especial nas de polimento. A massa de oxigênio gerada na fotossíntese oxida a matéria orgânica de natureza fecal presente no esgoto. Neste caso, observa-se que nas lagoas aeróbias os processos de fotossíntese e oxidação bacteriana são complementares, uma vez que os produtos de um processo são os reagentes do outro.

Um exemplo clássico de oxidação bacteriana, são os sistemas de Lodos Ativados, que o mesmo autor (1997), observa ser amplamente utilizado em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais. O oxigênio necessário para a decomposição da matéria orgânica ocorre nos reatores aerados mecanicamente, através das reações bioquímicas. A biomassa se utiliza do substrato presente no esgoto afluente para se desenvolver. Outros processos aeróbios amplamente utilizados são: os valos de oxidação, Reatores Aeróbios com Biofilme, Flotação e Filtros Biológicos Aeróbios.

Esses processos aeróbios produzem grande quantidade de lodo, cujo tratamento pode se tornar dispendioso em função do método utilizado para estabilização e secagem do mesmo. Também se tornam mais caros, devido ao consumo de energia com a utilização permanente de aeradores nos tanques de oxidação e ao transporte do lodo seco.

O quadro 2.9, apresenta as vantagens e desvantagens dos processos aeróbios mais utilizados no Brasil.

QUADRO 2.9 – COMPARAÇÃO ENTRE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS AERÓBIOS – VANTAGENS E DESVANTAGENS

Lagoas Facultativas	
Vantagens	Desvantagens
Eficiência na remoção de DBO satisfatória Eficiência na remoção de patogênicos Simplicidade de implantação, operação e manutenção Baixo custo de implantação e operação Ausência de equipamentos mecânicos Requisito de energia elétrica praticamente nulo Absorção de variações de carga Necessidade de remoção de lodo após longo período. Não requer mão de obra especializada em tempo integral.	Área requerida elevada Dificuldade em atingir padrões de lançamento mais exigentes Possibilidade de necessitar remover algas do efluente a fim de atender padrões de lançamentos restritivos Desempenho com forte influência das condições climáticas Possibilidade de proliferação de insetos, quando não operadas devidamente.
Sistema de Lodos Ativados Convencional	
Vantagens	Desvantagens
Elevada eficiência na remoção de DBO Nitrificação pode ser obtida Possibilidade de remoção Biológica de N e P Sistema compacto Confiabilidade no processo, com possibilidade de controle operacional Possibilidades reduzidas de maus odores insetos e vermes Flexibilidade operacional	Elevados custos de implantação e operação Requisito de mão de obra especializada para operação Custo com manutenção de equipamentos Sensibilidade a elementos tóxicos Elevada produção de lodo não estabilizado Possibilidade de geração de ruídos e de aerossóis
Filtro Biológico de Alta Taxa	
Vantagens	Desvantagens
Boa eficiência na remoção de DBO Reduzidas possibilidades de maus odores Operação mais simples do que lodos ativados Flexibilidade operacional Absorção de variação de carga	Operação mais complexa do que lagoas e filtros anaeróbios Custos de implantação mais elevados do que o filtro anaeróbio Desempenho variável em função da temperatura Elevada perda de carga Produção de lodo não estabilizado

FONTE: Adaptado de SPERLING (1996 a) e SILVA E MARA (1979).

Nos processos aeróbios por meio de lagoas de polimento e disposição controlada no solo, a oxigenação ocorre naturalmente. Os processos anaeróbios e os aeróbios mecanizados, tem pouca ou nenhuma redução nos microorganismos indicadores, atingindo em alguns casos a redução de apenas uma casa logarítmica.

Os sistemas de lagoas de estabilização, segundo SILVA e MARA (1979), constituem uma forma simples no tratamento de esgoto. No nordeste do país, as lagoas de estabilização são empregadas em larga escala no tratamento de efluentes doméstico. O baixo custo das áreas de implantação, o clima e a facilidade operacional reforçam a escolha do processo, lembrando que a carência de mão de obra especializada nas

idades de pequeno porte deve ser levada em consideração.

VON SPERLING (1996 c), indica que as lagoas denominadas de maturação, são direcionadas à remoção de patogênicos. Possibilitam o polimento do efluente de qualquer outro processo de tratamento, constituindo alternativa bastante econômica à desinfecção. O autor afirma que “a taxa de mortandade dos patogênicos é proporcional à concentração de patogênicos em qualquer instante”, ou seja, quanto maior a concentração, maior a taxa de redução.

Dando continuidade aos processos simplificados basicamente aeróbios, a disposição de esgotos no solo, por escoamento superficial, tem aplicação ainda tímida no Brasil, segundo PAGANINI (1997), tendo se multiplicado mais acentuadamente para tratamento de esgotos industriais do que esgotos domésticos. O autor cita vários exemplos no mundo com sucesso, “como é o caso da Fazenda de Werribee na Austrália, completando seus 105 anos de disposição no solo sem grandes problemas”. Destaca ainda, que além dos bons resultados encontrados na literatura específica, o sistema de disposição de esgotos no solo por escoamento à superfície, que encontra-se implantado desde 1984 em Populina, São Paulo, vem ratificar a recomendação do processo, pois operando praticamente com o dobro das ligações previstas pelos cálculos iniciais para a sua vida útil, apresentou uma redução média na DBO de 95% nos anos de 1992 e 1993.

Conforme observado pelo último autor citado, este processo é pouco explorado no Brasil, mas tem sido tema de vários estudos, sendo que os estados que mais tem se destacado em nível nacional, são os do nordeste (Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco), São Paulo e Minas Gerais. Entendendo ser de grande importância neste estudo, esses dois últimos métodos citados serão abordados novamente no item 2.2.3.3 juntamente com o método de disposição controlada no solo. Algumas justificativas podem ser ressaltadas: simplicidade operacional, eliminação considerável de microorganismos patogênicos, baixo custo na execução e serem métodos que em determinadas situações podem abranger vários processos de tratamento.

2.2.3.2 Processos biológicos anaeróbios

JORDÃO e PESSOA (1995) comentam que o sistema biológico anaeróbio mais antigo (1860) é a fossa séptica, que é até os dias de hoje utilizada para soluções individuais e pequenas vazões de tratamento primário de esgoto doméstico. Para populações maiores, os reatores têm se mostrado mais vantajosos. Lagoas, reatores e filtros anaeróbios, são da mesma forma amplamente aplicados em todo país.

Os reatores e os filtros anaeróbios serão abordados com mais ênfase nesta pesquisa, por se tratarem do sistema de tratamento que compõe a ETE no estudo de caso. Vale ressaltar que a descrição relativa a digestão anaeróbia, processos de decomposição da matéria orgânica e outros parâmetros são aplicados a todos os processos denominados anaeróbios.

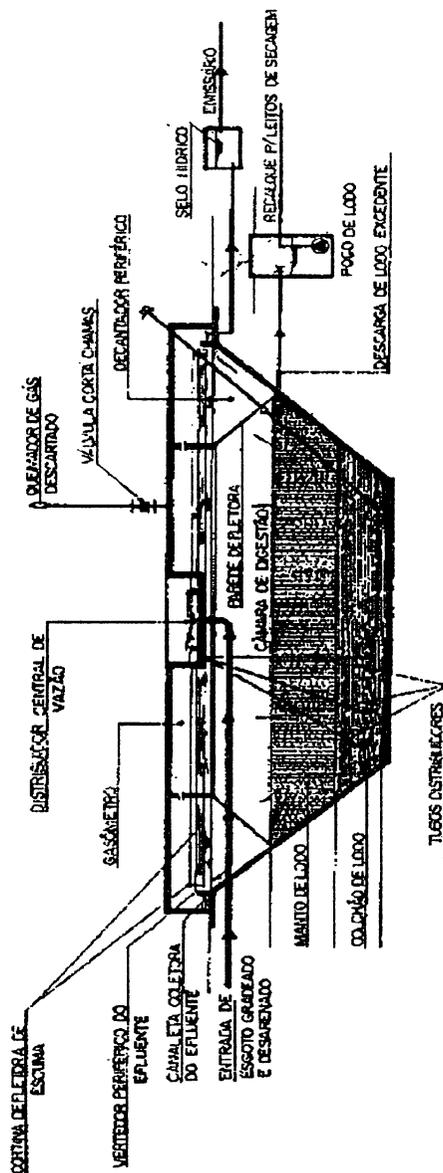
Segundo CHERNICHARO (1997), algumas instituições tem investido na pesquisa e aprimoramento dos reatores anaeróbios, tendo contribuído sensivelmente para a evolução e uma maior disseminação desta tecnologia no Brasil. Algumas concessionárias de saneamento também tem investido nesta área, dispondo atualmente de amplo conhecimento, desde o projeto até a operação dos reatores anaeróbios. Em decorrência da ampliação do conhecimento na área, os reatores de manta de lodo (UASB - *Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors*) passaram a ocupar lugar de destaque, em quase todo o mundo, principalmente no Brasil, tendo em vista as favoráveis condições ambientais de temperatura. Várias denominações têm se atribuído ao mesmo processo no País, em função da tradução do termo UASB para o português, que seria Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo. As siglas de uso freqüente são:

- DAFA (digestor anaeróbio de fluxo ascendente)
- RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente)
- RALF (reator anaeróbio de leito fluidizado)
- RAFAALL (reator anaeróbio de fluxo ascendente através de leito de lodo)

O termo RALF, segundo VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), é utilizado pela SANEPAR, conforme apresentado por um dos seus criadores, Eng. Celso Savelli Gomes em 1985⁵.

A figura 2.1, apresenta um corte esquemático do RALF, reator utilizado pela SANEPAR.

FIGURA 2.1 – CORTE ESQUEMÁTICO DO RALF - SANEPAR

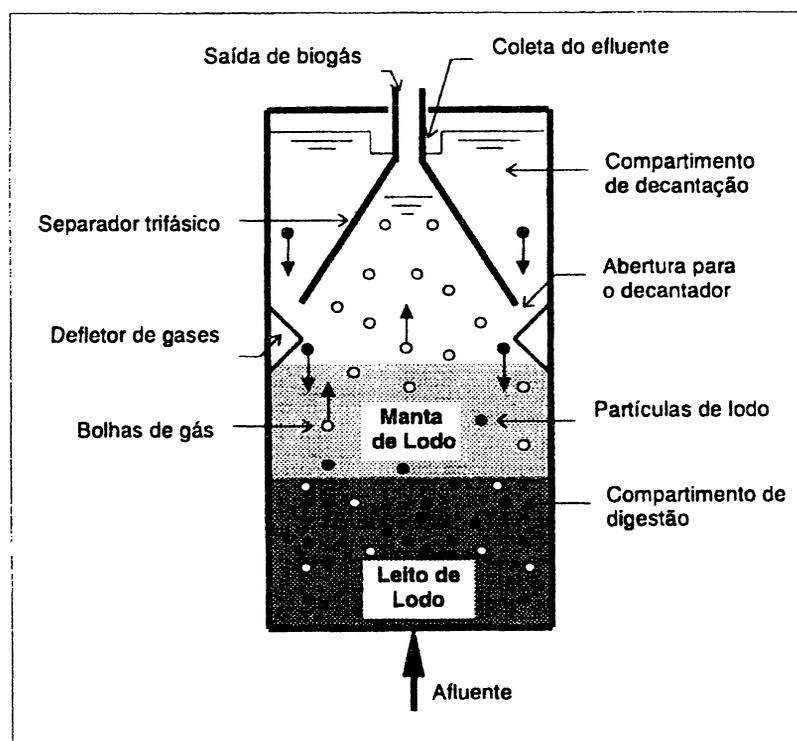


FONTE – ANDRADE NETO (1997)

⁵ GOMES, C. S. Research at SANEPAR and state of Paraná, Brazil, with anaerobic treatment of domestic sewage in full scale and pilot plants. In: Seminar Anaerobic Treatment of Sewage, Schwitzenbaum. M.S. (ed), University of Massachusetts, USA.

CHERNICHARO (1997), comenta que a digestão anaeróbia representa um sistema ecológico delicadamente balanceado, onde cada microorganismo tem uma função especial. As bactérias anaeróbias acidogênicas e metanogênicas se desenvolvem na total ausência de oxigênio. O trabalho destes microorganismos é converter a matéria orgânica em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia. A figura 2.2 a seguir, apresenta um desenho esquemático de um reator anaeróbio de fluxo ascendente.

FIGURA 2.2 - DESENHO ESQUEMÁTICO DE UM REATOR ANAERÓBIO DE MANTA DE LODO



FONTE – CHERNICHARO (1997)

VAN HAANDEL & LETTINGA (1994), CHERNICHARO (1997), CAMPOS et al. (2000), METCALF & EDDY(2003), entre outros autores, comentam sobre a fragilidade do sistema anaeróbio, podendo ser facilmente afetado pela natureza dos nutrientes, temperatura, pH, alcalinidade e a presença de substâncias tóxicas inibidoras do crescimento microbiano.

Os mesmos autores citam outros interferentes na eficiência do tratamento:

- Tempo de detenção hidráulica.
- Tempo de retenção celular (expressa pela idade do lodo).
- Carga hidráulica.
- Carga orgânica.
- Recirculação do efluente líquido, de lodo e de gases.
- Relação entre as quantidades de alimento, ou seja, matéria orgânica no afluente e lodo presente no reator (biomassa).
- Homogeneização dos efluentes.

O quadro 2.10, cita as vantagens e desvantagens dos sistemas de tratamento de esgotos sanitários com reatores anaeróbios.

QUADRO 2.10 – REATORES ANAERÓBIOS – VANTAGENS E DESVANTAGENS

VANTAGENS	DESVANTAGENS
Eficiência na remoção de DBO satisfatória	Dificuldade em atingir padrões de lançamentos mais exigentes
Baixos requisitos de área	Possibilidade de efluentes com aspecto desagradável
Baixos custos de implantação e operação	Baixa remoção de N e P
Reduzido o consumo de energia	Possibilidade de maus odores
Dispensam equipamentos eletromecânicos	Baixos níveis de OD no efluente
Simplicidade de manutenção e operação	Longo período para partida sem inoculação de lodo
Baixa produção de lodo	Sensível à variação de temperatura e pH
Estabilização do lodo no próprio reator	Sensível também a cargas tóxicas ou inibidoras
Facilidade de desidratação do lodo	
Facilidade de reinício do processo após paralisação	
Boa adaptação a diferentes tipos e concentrações de esgotos	
Absorção de variação de carga	
Produção de gás metano, fonte de energia	

FONTE: Adaptado de SPERLING (1996 a), METCALF & EDDY (2003), CAMPOS et al. (2000)

Ressaltando as vantagens dos tratamentos anaeróbios, VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), comentam que o custo da estabilização do lodo gerado na digestão aeróbia, pode representar uma fração de 40 a 60% do custo operacional da ETE, enquanto que o lodo gerado nos reatores anaeróbios, além do reduzido volume, já se encontra estabilizado, podendo ser descartado ou reutilizado. Ainda segundo o mesmo autor, outra vantagem a ser apontada, é a lenta taxa de decaimento do lodo anaeróbio, importante no tratamento de águas residuárias sazonais, como por exemplo,

indústrias açucareiras e alcooleira. O lodo anaeróbico pode ser guardado por meses sem problemas e usado novamente quando nova safra começa a gerar a água residuária.

2.2.4 Redução Natural dos Microorganismos

Neste item, são abordados separadamente, os sistemas que propiciam redução de coliformes, sem a necessidade de métodos convencionais para desinfecção, podendo ser uma atraente alternativa para sistemas de tratamento de esgoto. Antes porém, uma noção geral da redução esperada por tipo de tratamento será demonstrada nos quadros 2.11 e 2.12.

A redução dos microorganismos nos sistemas tradicionais de tratamento de esgotos aparece no quadro 2.11, cujos parâmetros foram citados por CHERNICHARO (1997), em redução por unidades logarítmicas. O autor não especifica o grau de tratamento dos esgotos, dando uma idéia geral do que se espera nos tratamentos convencionais de efluentes sanitários, a título de informação.

QUADRO 2.11 - ELIMINAÇÃO ESPERADA DE MICROORGANISMOS EM TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Processo de Tratamento	Redução em Unidades Logarítmicas			
	Bactéria	Helmintos	Vírus	Cistos de protozoários
Sedimentação primária				
- Simples	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
- Com coagulação	1 - 2	1 - 3	0 - 1	0 - 1
Lodo ativado	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Biofiltros	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
Valos de oxidação	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
Desinfecção	2 - 6	0 - 1	0 - 4	0 - 3
Lagoa aerada	1 - 2	1 - 3	1 - 2	0 - 1
Lagoa de estabilização	1 - 6	1 - 3	1 - 4	1 - 4

FONTE - CHERNICHARO (1997)

Complementando o quadro anterior, adaptado de VON SPRELING (1996 a) e METCALF & EDDY (1991), o quadro 2.12 oferece parâmetros de redução de coliformes em porcentagem, apenas para tratamento preliminar, sistemas primários e

secundários já pesquisados e em uso no Brasil.

QUADRO 2.12 – PARÂMETROS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

EFICIÊNCIA EM REMOÇÃO DE COLIFORMES (%)	
Grades Grossas	0 a 5
Grades Finas	10 a 20
Caixa de areia	10 a 25
Tratamento Anaeróbio	60 a 90
Filtro Biológico	60 a 90
Lodos Ativados	60 a 90
Lagoas Facultativas	60 a 100

FONTE - VON SPERLING (1996 a)

Aduzem SILVA e MARA (1979), que um sistema de lagoas em série, devidamente projetado, com tempo de detenção em torno de 20 dias, assegura a remoção total de ovos e cistos de parasitas das águas residuárias.

SILVA et al. (1999), demonstram em pesquisa recente, melhoria na eficiência da remoção de coliformes totais e fecais e ovos de helmintos nos efluentes tratados em sistemas de lagoas em série, com o uso de chicanas. Ainda sobre o assunto, SILVA et al. (2002), avaliam a eficiência na redução de coliformes fecais fazendo uma análise de trajetória, em escala piloto, entre séries de lagoas rasas e profundas, concluindo que este estudo pode ser importante ferramenta para compreensão dos fenômenos que ocorrem nas lagoas de estabilização. Outros exemplos de estudos atuais que comprovam a eficiência do uso de lagoas na redução de microorganismos patogênicos são: KATO e FLORENCIO (2001), MAYER et al. (2001), CAVALCANTI et al. (2001) e SOARES et al. (2001).

Além das lagoas, já implantadas há muitos anos, com espaço garantido entre as alternativas de tratamento, os métodos de disposição controlada no solo, conforme aludido anteriormente, são sistemas de tratamento de esgoto ainda pouco utilizados no Brasil, merecendo atualmente atenção especial pela vantagem na possível dispensa da desinfecção convencional.

A legislação vigente não descarta a necessidade de desinfecção nos efluentes tratados antes do lançamento nos corpos receptores e a escolha do melhor método tem causado certa celeuma entre técnicos e pesquisadores do setor de saneamento básico. Além da dificuldade na escolha do melhor método, até poucos anos atrás, os orçamentos das alternativas de tratamento não contemplavam a desinfecção, que tem grande variação de preço em função da tecnologia. Atualmente, com o inevitável acréscimo deste item, os métodos de disposição controlada no solo podem despontar como boa alternativa de tratamento.

No Brasil, no âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), inúmeras pesquisas já foram realizadas sobre o tema, na maioria dos casos como alternativa de pós-tratamento de reatores anaeróbios. Dentre os estudos realizados, os seguintes temas estão sendo abordados:

- valas de infiltração;
- escoamento superficial;
- irrigação sub-superficial e
- bacias de infiltração.

Alguns trabalhos já publicados: LUCAS FILHO et al. (2000), CORAUCCI FILHO et al.(2000a, 2000b, 2001a, 2001b), AISSE e ALEM SOBRINHO (2001), LUCAS FILHO, et al. (2001) e STEFANUTTI et al. (2002).

FIGUEIREDO, et al. (2002), apresentam um trabalho sobre os custos de implantação e operação de uma ETE por escoamento superficial no solo, para uma população de 10.000 habitantes. Os resultados da pesquisa indicaram que a alternativa é viável e de baixo custo para comunidades de pequeno porte.

Todas essas pesquisas demonstram o interesse de uma parcela da comunidade científica do país no aprimoramento de processos naturais de desinfecção.

2.3 DESINFECÇÃO

“Até que a teoria sobre os microorganismos causadores de doenças fosse estabelecida, em meados de 1880, acreditava-se que os odores eram os meios pelos quais as doenças eram transmitidas. Portanto, na tentativa de se controlar os odores é que surgiu a desinfecção, tanto da água como dos esgotos” (LEME, 1979).

Segundo DI BERNARDO (1993), a desinfecção é o processo em que se usa um agente químico ou não, no qual se tem por objetivo a eliminação de microorganismos patogênicos. A desinfecção é um processo seletivo, ou seja, não destrói todas as formas vivas e tampouco elimina todos os organismos patogênicos. A destruição completa dos organismos vivos é denominada esterilização.

2.3.1 Cenário Mundial

Nos países mais desenvolvidos, a prática da desinfecção de esgoto cresceu lenta mas continuamente entre as décadas de 1910 e 1970. Desde o início, até a década de 70, o cloro foi utilizado quase que universalmente na desinfecção do esgoto; conseqüentemente, o desenvolvimento da desinfecção do esgoto está atrelado ao desenvolvimento do processo de cloração. Por volta dos anos 70, a ênfase em padrões de qualidade foi para o reúso dos efluentes (SELLECK e COLLINS, 1974).

Em 1958, nos Estados Unidos, 38 milhões de pessoas, eram servidas por 2.200 estações de tratamento de esgotos, todas dotadas de processos de cloração, embora nem todas utilizassem somente o cloro como desinfetante. Até 1960, a maioria das instalações de cloração de esgoto utilizadas com propósitos de desinfecção nos Estados Unidos, ficavam situadas nas cidades menores onde não havia recursos disponíveis para a construção de instalações que facilitassem a diluição do efluente, ou onde o corpo receptor fosse inadequado para prover diluição suficiente. Pouco controle e atenção existiam sobre as dosagens de cloro. A toxicidade resultante das combinações de cloro residual sobre os organismos aquáticos não era reconhecida e não se dava grande importância. Só à partir da década de 70 este assunto veio à tona

com maior intensidade e começou a se pensar na real necessidade da desinfecção. (SELLECK e COLLINS, 1974)

A partir do interesse pelo reúso, de acordo com KRUSÉ (1973), BERG (1973) e outros autores⁶, citados por SHUVAL (1974), a investigação concisa dos organismos patogênicos existentes nos efluentes sanitários, começou a ser rigorosamente observada nos processos de desinfecção. O autor pesquisou sobre a utilização do esgoto na agricultura e a eficiência da cloração sobre coliformes totais, fecais e vírus, relacionando dosagens de cloro e o tempo de contato. O mesmo autor sugere a utilização de ozônio, visando cobrir as falhas da cloração e observa o custo elevado deste processo. Até então, nenhuma menção é feita sobre a utilização de processos alternativos em função dos subprodutos da cloração.

GIORDANI (2002), citando CROOK (1996)⁷, comenta que nos EUA, através da agência de proteção ambiental (EPA), são estabelecidas recomendações a nível federal, para reúso da água. Entretanto, cada estado definiu seus próprios critérios de regulamentação conforme o uso. Pioneiro em reúso nos EUA, o estado da Califórnia, instituiu as suas primeiras regulamentações em 1918, sendo revisadas somente em 1978 e algumas alterações publicadas pelo Departamento de Saúde da Califórnia no ano de 1984.

Em 1989, a OMS (Organização Mundial da Saúde), normatizou parâmetros microbiológicos destinados ao reúso da água, para os países em desenvolvimento, com critérios menos rígidos do que os estabelecidos nos países desenvolvidos. O quadro 2.13 a seguir apresenta os referidos parâmetros.

⁶ KRUSÉ, C.W. et al., Improvement interterminal disinfection of sewage effluents, 1973; BERG, G., Reassessment of the virus problem in sewage and in surface and renovated waters, 1973; citados por SHUVAL (1974).

⁷ CROOK, J.; SURAMPALLI, R. Y. S. Wastewater Reclamation and Reuse Criteria in the US. Water Science Technology, Grã-Bretanha, v 33, p.451-462, 1996.

QUADRO 2.13 – PARÂMETROS ESTABELECIDOS PELA OMS - INDICADORES MICROBIOLÓGICOS E TRATAMENTO REQUERIDO PARA REÚSO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS NA AGRICULTURA

Classe	Tipo de reúso	Grupos de risco	Limite para CF ⁽¹⁾	Limite para nematóides (ovos/L) ^{(2) (3)}	Tratamento requerido
A	Irrigação de culturas consumidas cruas.	Operários, consumidor e público	1000/100mL	1	Lagoas de estabilização em série, ou tratamento equivalente para obtenção da qualidade microbiológica
B	Irrigação de culturas de cereais, industriais, forrageiras, pasto árvore, etc.	Operários	Nenhum padrão específico	1	Lagoas de estabilização com tempo de detenção variando de 8 a 10 dias ou tratamento equivalente na remoção de helmintos e CF
C	Irrigação localizada de culturas de pastos, cereais industrializados, forrageiras, árvore, não ocorrendo a exposição de trabalhadores e público	Nenhum	Não aplicável	Não Aplicável	Prétratamento indicado pela tecnologia de irrigação, sendo sempre superior a sedimentação primária

FONTE: OMS (1989)

NOTA: em casos específicos as orientações devem ser modificadas em função de levantamentos epidemiológicos locais, fatores sócio-culturais e ambientais.

(1) média geométrica durante o período de irrigação

(2) inclui *ascaris*, *trichiurus* e lombrigas

(3) média aritmética durante o período de irrigação

Com referência à classe “A”, não é difícil observar que o parâmetro de 1000 NMP/100 mL de coliformes fecais, sugerido para cultura de alimentos consumidos crus, não é confiável e que a desinfecção é sugerida implicitamente. Quanto a Classe “C”, a entidade sugere que na hipótese de irrigação de árvores frutíferas a irrigação não deve ser por aspersão e deve cessar duas semanas antes da colheita, não sendo permitido colher frutas do chão.

2.3.2 Desinfecção do esgoto no Brasil

Com o avanço nas tecnologias de tratamento de efluentes domésticos e a preocupação com a contaminação do meio ambiente com organismos patogênicos, causa das inúmeras doenças de veiculação hídrica, a desinfecção dos efluentes sanitários passou a ser discutido no Brasil com mais ênfase à partir da década de 90, com os surtos de cólera que ressurgiram entre 1991 e 1994, conforme anteriormente comentado. Até então, pouca literatura nacional existia disponível sobre o assunto

(JORDÃO e PESSOA, 1995)⁸, não por desinteresse dos pesquisadores e profissionais da área de saneamento básico, mas devido a real situação do Brasil que segundo o XVII Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES,1994), nas pesquisas levantadas em 1992, 33% do país ainda não dispunha nem de sistemas de abastecimento de água.

A seguir, um pequeno mas relevante retrospecto desta história, dá uma idéia geral do andamento do setor de saneamento básico no país nos últimos 25 anos. No início do PLANASA, o objetivo era atingir 65% da população do país com sistemas de esgotamento sanitário até o fim da década de 80, mas a realidade mostrou que esta meta ficou longe de ser cumprida. Segundo levantamentos do IBGE (2002), em 1989, 47,3 % dos municípios contavam com algum tipo de atendimento e apenas 20,2 % deles eram dotados de sistema completo de coleta, afastamento e tratamento de esgoto sanitário. Segundo informações do SNIS (2002), a população atendida com esgotamento sanitário em 2000, não passava de 39,4%. O quadro 2.14 adiante, mostra a situação geral do país em atendimento de água e sistemas de esgotamento sanitário, em porcentagem por numero total de municípios e região.

QUADRO 2.14 – ESTIMATIVA DE ATENDIMENTO DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS COM SAA E SES

ESTIMATIVA DE ATENDIMENTO DOS MUNICÍPIOS BRASILEIROS COM SAA E SES					
Regiões	Água		Esgotamento Sanitário		C/ Tratamento
	2000	1989	1989	2000	2000
NORTE	94	97,9	8,4	7,1	3,6
NORDESTE	96	94	26,1	42,9	13,3
SUDESTE	100	96	91	92,9	33,1
SUL	98,5	100	39,1	38,9	21,7
CENTROESTE	98,4	98,5	12,9	17,9	12,3
BRASIL	97,9	98,4	47,3	52,2	20,2

FONTE - IBGE (2002)

⁸ Um raro exemplo de literatura nacional com capítulo exclusivo sobre desinfecção de esgoto sanitário do início da década de 90. Livro atualizado e reeditado em 1995, com a introdução do capítulo 20, referente ao assunto.

Em resumo, dos 9.848 municípios do País, 5.140 são atendidos com algum tipo de esgotamento sanitário, o que corresponde a 39,4% da população urbana brasileira, segundo SNIS (2002). Os quadros 2.15 e 2.16 apresentam uma estimativa por volume de água distribuída com e sem tratamento e o esgoto coletado, com e sem tratamento e a porcentagem da população urbana atendida.

QUADRO 2.15 – ESTIMATIVA DE ÁGUA DISTRIBUIDA E ESGOTO COLETADO EM m³/dia NO ANO DE 2000

ESTIMATIVA DE ÁGUA DISTRIBUIDA E ESGOTO COLETADO EM m ³ /dia NO ANO DE 2000						
REGIÃO ANO	População atendida água	Volume Água tratada		População atendida esgoto	Volumes de esgoto	
		Em ETAs	Desinfecção		Coletado	Tratado
2000	habitantes	m ³ /dia	m ³ /dia	habitantes	m ³ /dia	m ³ /dia
Região Norte	4.081.739	564.002	34.583	199.294	31.118	4.545
Região Nordeste	26.150.619	4.385.457	324.859	5.866.080	770.353	322.694
Região Sudeste	42.060.505	12.798.622	626.475	26.595.345	4.111.000	744.553
PARANÁ	7.583.165	1.281.115	86.619	3.105.274	420.110	136.833
Região Sul	16.040.672	3.156.926	169.738	3.837.757	565.142	173.225
Reg Centro-Oeste	6.798.735	1.228.886	69.963	3.327.094	490.409	88.822
Totais Brasil	95.132.270	22.133.894	1.225.617	39.825.570	5.968.022	1.333.839

FONTE – SNIS (2001)

QUADRO 2.16 – PORCENTAGEM DA POPULAÇÃO URBANA ATENDIDA COM SAA E SES NO ANO DE 2000

REGIÃO ANO- 2000	Índice de atendimento de água - %	Índice de atendimento de esgot. sant. - %
Totais Região Norte	68,1	3,7
Totais Região Nordeste	90,7	20,3
Totais Região Sudeste	96,7	61,1
Totais Região Sul	99,8	23,9
Totais Região Centro-Oeste	95,8	46,9
Totais para o grupo	93,7	39,4

FONTE – SNIS (2001)

Avaliando rapidamente os dados dos quadros anteriores, fica muito mais claro que ainda estamos longe de sanear os rios, pois apenas 6% da água distribuída é coletada e devidamente tratada.

Hoje, no Brasil, a desinfecção de esgotos é praticamente inexistente. De acordo com Prof. Miguel Mansur Aisse⁹, estima-se que apenas 1% dos esgotos sanitários que recebem tratamento sejam desinfetados. Enquanto que nos Estados Unidos e alguns países da Europa, conforme citado anteriormente, já se praticava a desinfecção de esgotos desde o início do século XX.

O PROSAB, que está sendo desenvolvido por várias instituições consagradas (UFMG, EESC/USP, UFRN, UFPB, UFSC, UFPE, UNB, CAES, UFES, UFRGS, PUC-PR E UNICAMP), há mais de 6 anos, busca desenvolver novas tecnologias em SAA e SES e aprimorar as já existentes, no sentido de adaptá-las à realidade do nosso País, não somente sob o ponto de vista técnico, como econômico e social.

O programa tem permitido a publicação de livros e artigos, vários deles utilizados nesta pesquisa como: DE LUCA et al.(2002), CHERNICHARO et al. (2001)¹⁰, DANIEL et al. (2001) e outros. Vale ressaltar que pesquisadores do programa, tem livros próprios editados também utilizados nesta pesquisa, como VON SPERLING (1996 a, b e c), VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), ANDRADE NETO (1997) e CHERNICHARO (1997). DANIEL et al. (2000), tratam de métodos alternativos de desinfecção de água, abordando também a utilização dos mesmos métodos na desinfecção dos esgotos tratados, destacando alguns dos métodos alternativos de desinfecção que estão sendo pesquisados no Brasil, como Radiação Solar e MOGGOD (Mixed Oxidant Gases Generated On-site for Disinfection) em pesquisa na UnB; Ácido Peracético, alternativa em estudo pela EESC/USP; o processo de fotocatalise empregando dióxido de titânio, que esta sendo avaliado pela FEC-UNICAMP e o produto químico Ferrato(VI), adotado nos estudos da UFRGS, entre outros. Segundo o Prof. Miguel Aisse, ainda este ano está previsto o lançamento de

⁹ Professor da UFPR e da PUC-PR, coordenador do PROSAB no Paraná. Contato pessoal em 24 de abril de 2003, na PUC-PR.

¹⁰ Três livros utilizados (ver referências) são coordenados por CHERNICHARO, editados em 2001, com a colaboração de vários pesquisadores participantes do PROSAB.

mais um livro do PROSAB, sobre desinfecção de esgoto sanitário.

No Paraná, de acordo com Eng. Luis César Baré¹¹, os efluentes de seis estações de tratamento de esgoto recebem desinfecção. São elas: ETE Cambuí (Campo Largo), ETE Cambé (Cambé), ETE Oeste (Cascavel), ETE CIC-Xisto, ETE Padilha (região Metropolitana de Curitiba) e ETE Tamandaré (Almirante Tamandaré). Nas três primeiras o processo de desinfecção é o dióxido de cloro e nas três últimas, ultravioleta (UV).

2.3.3 Objetivo da Desinfecção

O objetivo da desinfecção dos efluentes sanitários é evitar a contaminação do meio ambiente com organismos patogênicos, causadores de doenças que podem levar à morte. O esgoto pode contaminar o meio quando lançado no corpo receptor (rio, lagos, etc.), disposto diretamente no solo ou destinado a reúso. De acordo com WHITE (1999), a desinfecção de esgotos deve ser realizada visando: evitar a propagação de doenças e proteger as águas de superfície, as praias e as águas destinadas ao uso de esportes aquáticos e áreas de desenvolvimento de moluscos.

Muitos organismos patogênicos preocupam o homem, quando exposto a ambientes contaminados e além dos parasitas intestinais, são citados os vírus entéricos e as bactérias (CHERNICHARO et al., 2001).

O mesmo autor indica algumas formas de transmissão de doenças de veiculação hídrica. São elas:

- Ingestão direta de água não tratada.
- Ingestão direta de água tratada. Caso tenha ocorrido alguma falha no

¹¹ Engenheiro Civil da Unidade de Projetos da SANEPAR, tendo sido um dos responsáveis pelo desenvolvimento do reator USAB. Contato pessoal em 29/03/2003.

sistema de tratamento ou distribuição.

- Ingestão de alimentos infectados com patógenos presentes em águas contaminadas, que de alguma forma entraram em contato com o alimento.
- Infestação cutânea, resultante do contato do corpo com a água contaminada.

O mecanismo da desinfecção depende basicamente da natureza do desinfetante e do tipo de organismo que se pretende inativar. Algumas espécies, como esporos e vírus, são mais resistentes do que as bactérias. (HAAS, 1990)

Segundo METCALF & EDDY (1991), quatro mecanismos são propostos para explicar a ação dos desinfetantes:

- danificação da parede celular;
- alteração da permeabilidade da célula;
- alteração da natureza coloidal do protoplasma;
- inibição da atividade enzimática.

2.3.3.1 Microorganismos presentes

A quantidade e o tipo dos microorganismos patogênicos presentes no esgoto doméstico dependem das características da população e das atividades comerciais que geraram o efluente.

A seguir, o quadro 2.17, elaborado pela entidade americana EPA *Environmental Protection Agency*, associa de forma abreviada os principais patógenos e suas doenças associadas.

QUADRO 2.17 - PRINCIPAIS PATÓGENOS PRESENTES NO ESGOTO, DOENÇAS E SINTOMAS ASSOCIADOS

ORGANISMO	DOENÇA ASSOCIADA
BACTÉRIA	
<i>Salmonella sp</i>	Salmonelose, Febre Tifóide
<i>Shigelia sp</i>	Desintéria bacilar
<i>Yersinia sp</i>	Gastroenterite aguda(incluindo dores abdominais)
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera
<i>Campylobacterjejuni</i>	Gastroenterite
<i>Escherichia coli</i>	Gastroenterite
VIRUS ENTÉRICOS	
Vírus da Hepatite A	Hepatite infecciosa
Vírus e semelhantes	Gastroenterite epidêmica e diarreia grave
Rota vírus	Gastroenterite aguda e diarreia grave
ENTEROVIRUS	
Poliovirus	Poliomielite
Coxsackievirus	Meningite, paralisia, encefalite, febre, sintomas parecidos com gripe.
Ecovirus	Meningite, paralisia, encefalite febre, sintomas parecidos com gripe.
Reovirus	Infeções respiratórias, gastroenterite.
Astrovirus	Gastroenterite epidêmica
Calicivirus	Gastroenterite epidêmica
PROTOZOÁRIOS	
<i>Cryptosporidium sp</i>	Gastroenterite
<i>Entamoeba histolytica</i>	Enterite aguda
<i>Giardia Lamblia</i>	Giardíase (Inclusive diarreia, caimbras abdominais e perda de peso).
<i>Balantidium coli</i>	Diarreia e desintéria
<i>ToxoPlasma gondii</i>	Toxoplasrnose
HELMINTOS	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Distúrbios digestivos e nutricionais, dores abdominais, vômito,
<i>Ascaris Suum</i>	Pode produzir sintonias corno dor no peito tosse e febre
<i>Trichiuris trichiura</i>	Dores abdominais, diarreia e anemia, perda de peso
<i>Toxocara canis</i>	Febre, desconforto abdominal, dores musculares, sintomas neurológicos
<i>Taenia saginata</i>	Nervosismo, insônia, anorexia, dores abdominais, distúrbios digestivos
<i>Taenia solium</i>	Nervosismo, insônia, anorexia, dores abdominais.
<i>Necator americanus</i>	Doença de Hookworm
<i>Lymenolepis nana</i>	Teníase

FONTE: USEPA (1992)

2.3.3.2 Parâmetros de avaliação

Segundo CHERNICHARO et al. (2001), a forma mais comum de quantificar e identificar a contaminação por esgoto é através dos coliformes totais ou fecais e estreptococcus. Isso porque, a dificuldade e o custo na identificação dos microorganismos, não está acessível a todos. Algumas empresas de saneamento, já realizam em seus laboratórios, análises de rotina, para identificação de *Giardia* e *Criptosporidium*, dentre outros. Os organismos indicadores de contaminação são utilizados como parâmetros de monitoramento, porque são fáceis de identificar e estão sempre em grandes quantidades nas fezes do homem e outros animais de sangue quente. A presença de coliformes fecais (*Escherichia coli* ou coliformes termotolerantes) e estreptococcus fecais em uma amostra, indica que provavelmente existe contaminação de esgoto doméstico e existem fortes indícios da presença de organismos patogênicos. Vale ressaltar, tratar-se de uma indicação indireta, já que os coliformes, são habitantes do trato intestinal do homem, porém não são causadores de doenças, salvo casos especiais.

CERQUEIRA et al. (1999), citando CAPELNAS e KANAREK (1984)¹², acrescenta que dados da literatura apontam que 15% de coliformes termotolerantes, mesmo grupo nos quais se enquadram a *E.coli*, que aparecem positivando a presença de coliformes fecais nas análises, são provenientes de outras origens. Desses resultados, muitos detectam a presença de espécies do gênero *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*, de contribuição ambiental (solo, vegetais, e águas pristinas).

O quadro 2.18 exemplifica as ocorrências típicas de microrganismos indicadores encontrados no esgoto bruto.

¹² CAPELNAS, N. R.; KANAREK, M. S. Thermotolerant nonfecal source of *Klebsiella pneumoniae*: validity of the fecal coliform test in recreational waters. Am. J. Public Health, v.74, n.11, p. 1273-1275.

QUADRO 2.18 – OCORRÊNCIAS TÍPICAS DE MICROORGANISMOS PATOGÊNICOS E INDICADORES EM ESGOTO BRUTO.

Microorganismos	Contribuição per capita (org/ hab.d)	Concentração (org/ 100 mL)
Coliformes totais	10^9 a 10^{12}	10^6 a 10^9
Coliformes fecais	10^8 a 10^{11}	10^5 a 10^8
Streptococos fecais	10^8 a 10^9	10^5 a 10^6
Cistos de protozoários	$<10^6$	$<10^3$
Ovos de helmintos	$<10^6$	$<10^3$
Vírus	10^5 a 10^7	10^2 a 10^4

FONTE – CHERNICHARO et al (2001)

2.3.3.3 Fatores que influenciam na desinfecção

METCALF & EDDY (1991), LIU (1999) entre outros autores, citam os principais fatores que devem ser considerados, na eficiência da desinfecção, que são:

- a) tempo de contato: para uma dada concentração de desinfetante, a destruição é tanto maior quanto mais elevado for o tempo de contato;
- b) concentração e tipo do agente químico: dentro de certos limites e do tipo do agente desinfetante, a eficiência depende da concentração do agente químico, para atingir o nível de eliminação de microorganismos desejado;
- c) intensidade e natureza do agente físico: como exemplos de agentes físicos, são citados o calor e a luz. Nesses casos, a eficiência da desinfecção depende da intensidade de radiação;
- d) temperatura: o efeito da temperatura na taxa de eliminação de microorganismos pode ser representado pela relação de Van't Hoff-Arrhenius, na qual o aumento da temperatura resulta na aceleração do processo de desinfecção;
- e) número de organismos: quanto maior a concentração inicial de organismos, maior será o tempo necessário para a eliminação dos mesmos;
- f) tipos de organismos: alguns microorganismos são mais vulneráveis que

outros. As células bacterianas, por exemplo, são eliminadas facilmente, enquanto os esporos de bactérias são muito resistentes, já que a maioria dos agentes desinfetantes utilizados tem pouco ou nenhum efeito sobre eles, sendo necessário a aplicação de agentes físicos como o calor;

- g) natureza do líquido: a natureza do líquido também é um fator importante quando este é submetido à desinfecção. Os materiais orgânicos suspensos ou dissolvidos, por exemplo, podem reagir com a maioria dos agentes oxidantes de desinfecção, reduzindo sua eficiência.

2.3.3.4 Cinética da desinfecção

O objetivo da desinfecção é sempre a eliminação ou inativação dos microorganismos patogênicos, tanto para SAA como para os SES; contudo, o resultado final esperado é muito diferente para as duas situações. Na desinfecção da água, a pretensão é a destruição total de todos os patógenos presentes e o risco de não alcançar este objetivo deve ser mínimo. No esgoto sanitário o resultado esperado na desinfecção, depende do destino final do efluente a ser tratado e na maioria dos casos a presença de microorganismos é admissível, em maior ou menor escala (USEPA, 1999a; USEPA, 1999d)

A complexidade dos fatores que interferem no processo de desinfecção, sob qualquer processo ou oxidante escolhido torna praticamente impossível transportar todas as reações, para um modelo matemático livre de erros, leciona DANIEL et al. (2001). Ainda segundo os mesmos autores, as reações químicas, fotoquímicas e os organismos vivos envolvidos no processo de desinfecção resultam numa complexa combinação passiva de grandes erros. Esses fatores que resultam na eficiência do processo, podem ser explicados pela demanda do desinfetante, pelo número ou forma com que se apresentam os microorganismos de uma, ou de várias espécies. Cada estágio de desenvolvimento celular sugere uma determinada concentração ou tempo de

contado para diferentes oxidantes. As formas vegetativas, encistadas ou esporuladas são as mais resistentes à maioria dos desinfetantes.

Conhecer a resistência e a velocidade do decaimento em função da concentração do desinfetante e do tempo de contato resulta no melhor dimensionamento das unidades de desinfecção. O custo do monitoramento e da operação do processo é dependente do domínio das reações que possam estar ocorrendo. (USEPA, 1999d)

As leis que regem a cinética da desinfecção possuem farta literatura com discretas adaptações e o texto a seguir, que expõe as equações utilizadas, foi baseado em METCALF & EDDY (1985), FAUST E ALY (2000), CHERNICHARO et al. (2001) e DANIEL et al. (2001).

A cinética da desinfecção segue os princípios das observações experimentais, traduzidas em formulações matemáticas. Em 1908, a lei de Chick, resultado das observações das experiências em culturas de *Bacillus anthrax*, que na presença de um desinfetante, ocorriam reações de redução na ordem de uma casa logarítmica, foi expressa da seguinte forma:

$$\frac{dN}{dt} = -k N \quad (2.1)$$

k = constante de decaimento (T^{-1});

N = concentração de microorganismos NMP/ 100 mL

Condicionando alguns fatores como concentração constante de desinfetante ao longo do tempo e população homogênea de microorganismos, então para os limites ($t = 0, N = N_0$) e (t, N), integrando a equação 2.1, resulta em:

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-k t) \quad (2.2)$$

Portanto, a equação 2.2, só é válida nas seguintes condições:

- população de microorganismos homogênea (cultura pura);
- distribuição homogênea de desinfetante e microorganismos;

- concentração de desinfetante constante ao longo do tempo;
- escoamento de pistão ou batelada completa;
- concentração fixa de desinfetante.

Contemporânea à Lei de Chick e partindo do mesmo princípio, a lei de Watson foi demonstrada levando em consideração o efeito da concentração de desinfetante, e após integração resulta em:

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-k' C^n t) \quad (2.3)$$

$$k = k' C^n$$

k' = constante de decaimento ($L^n / mg^n \cdot \text{min}$);

C = concentração de desinfetante (mg / L)

n = número adimensional

Devido a diversidade entre os microorganismos presentes no esgoto com diferentes resistências aos desinfetantes, normalmente ocorrem desvios das leis de Chick e Watson.

Hom, em 1972, desenvolveu um modelo empírico, de decaimento de microorganismos, que considera a concentração de desinfetante e o tempo de contato, com a taxa de decaimento dada pela equação:

$$\frac{dN}{dt} = -k'' C^n t^{m-1} N \quad (2.4)$$

Integrando para os limites ($t = 0, N = N_0$) e (t, N), levando em conta que a concentração é constante no tempo, resulta em:

$$\ln \frac{N}{N_0} = - \frac{k'' C^n t^m}{m} \quad (2.5)$$

Sendo m e k'' constantes, é possível a substituição de k''/m por K , obtendo-se a equação:

$$\ln \frac{N}{N_0} = -K C^n t^m \quad (2.6)$$

Todos os modelos de decaimento bacteriano foram obtidos por regressão linear ou múltipla, a partir de resultados experimentais em laboratórios. Os fatores como pH, alcalinidade, temperatura, cor, turbidez, sólidos em suspensão e gênero de microorganismos eram sempre conhecidos e controlados. As características de cada agente desinfetante, também eram conhecidas.

2.3.4 Processos de Desinfecção

Além da redução dos microorganismos nos processos de tratamento naturais já descritos, a redução pode ser feita por processos específicos, físicos ou químicos, cujo objetivo é destruir os organismos causadores das doenças, no que chamamos de desinfecção. São incluídos neste contexto as bactérias, protozoários, vírus, helmintos e algas. A desinfecção propriamente dita, deverá ser empregada preferencialmente nos efluentes já tratados, quando as taxas de redução de microorganismos conseguidas nas várias opções de tratamento já abordadas anteriormente, não sejam suficientes para atender aos índices estabelecidos em função do destino final do efluente. Segundo CHEREMISINOFF (2002), a correta concepção de desinfecção, quando se refere ao tratamento de esgotos sanitários, é a alternativa que melhor destroi ou inativa microorganismos patogênicos dentro de um objetivo pré-estabelecido.

Um elenco muito variado de mecanismos, já comentados no item 2.3.2, pode ser utilizado para a desinfecção de esgotos, muitos deles implantados em vários países do mundo, distantes da realidade brasileira. A seguir, serão citados apenas os principais processos de desinfecção já empregados no exterior e com viabilidade de implantação ou já implantados no Brasil.

Falar em desinfecção é falar principalmente de cloração, em função do vasto emprego do cloro para este fim. Devido à importância do elemento nesta pesquisa, a descrição das suas características e formas de atuação na desinfecção será abordada mais detalhadamente no item 2.4. Neste item será apresentado um breve histórico da cloração como desinfetante, informações e comentários importantes.

Atendendo as recomendações e observações apontadas anteriormente sobre o que se espera da desinfecção e processos com maior viabilidade de implantação no Brasil, podemos citar os seguintes:

a) agentes químicos

- cloro
- hipoclorito de cálcio e hipoclorito de sódio
- dióxido de cloro
- ozônio

b) agentes físicos

- radiação ultravioleta

Os processos de desinfecção que envolvem o elemento cloro, seja na forma sólida, líquida ou gasosa, será cuidadosamente descrita no item 2.4.5, devido a importância deste composto neste estudo. A seguir, serão descritos de forma sucinta os demais processos citados anteriormente.

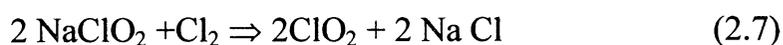
2.3.4.1 Dióxido de cloro

Segundo AIETA et al.(1986), o dióxido de cloro (ClO_2) não é uma descoberta recente, sendo descoberto por Sir Humphrey Davy, em 1811, acidificando clorato de potássio com ácido sulfúrico e assim produzindo o gás. O Gás de Millon foi a primeira referência na literatura; Millon obteve o gás acidificando o clorato de potássio com ácido clorídrico. Ele absorvia o gás verde-amarelo em solução alcalina e obtinha o clorito (e o clorato). Não era identificado como contendo dióxido de cloro

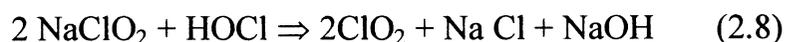
até que, em 1881, Garzarolli e Thurnlackh identificaram o gás.

O dióxido de cloro (ClO_2) é um gás amarelo esverdeado, com odor distinto, similar ao cloro (Cl_2). O gás torna-se explosivo a partir de uma concentração superior a 300 g/m^3 . Em caso de inalação acidental é altamente tóxico. (QASIM, 1999; SUTTON, 2002)

QASIM (1999) e BITTON (1994), entre outros autores, apresentam a formação deste agente desinfetante e oxidante, na presença do clorito de sódio e gás cloro, através da seguinte reação química:



Outro processo seria a reação do ácido hipocloroso com clorito de sódio, conforme abaixo:

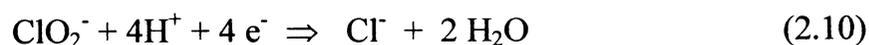


De acordo com DI BERNARDO (1993), para valores do pH compreendidos entre 2 e 10, o dióxido de cloro permanece em forma de gás, podendo haver a formação de íons clorito e clorato, que são subprodutos nocivos à saúde pública, apontados como possíveis causadores de efeitos hematológicos e mutagênicos. Na formação desses subprodutos, pode acontecer a seguinte reação em condições alcalinas:



A velocidade desta reação aumenta em função do aumento do valor do pH.

O íon clorito também poderá ser consumido em reações de oxi-redução, embora menos efetivo do que o dióxido de cloro, como segue:



A velocidade desta reação também é dependente do pH, aumentando em função da sua diminuição.

De acordo com METCALF & EDDY (1991), devido ao fato do dióxido de cloro ser muito instável, deve ser gerado no local das ETE's/ ETA's, sendo normalmente produzido em soluções aquosas, que são vulneráveis à luz.

BAIARD (1998), comenta que o dióxido de cloro é utilizado para desinfecção de água em mais de 300 sistemas na América do Norte e em milhares de comunidades na Europa. As moléculas de ClO_2 oxidam a matéria orgânica, geralmente extraindo elétrons, o que diminui a probabilidade na formação de compostos organoclorados indesejáveis. Dessa forma, o dióxido de cloro, não é tido como um agente de cloração, pois normalmente não introduz átomos de cloro nos compostos com os quais reage.

Segundo SUTTON (2002), as soluções de aproximadamente 1% (10 g/L) de dióxido de cloro, podem ser armazenadas com segurança por vários meses, com poucas alterações de concentração, desde que acondicionadas em recipientes fechados mantidos em ambiente escuro a 5^oC. Quando produzido corretamente, é um poderoso bactericida, desinfetante e oxidante. Penetra na parede das células com maior eficácia que o ácido hipocloroso, reagindo com os aminoácidos vitais dos microorganismos. A autora sugere que o dióxido de cloro é ativo em alguns patógenos resistentes ao cloro. Comparado ao cloro, podem ser usados mais baixos níveis de dióxido de cloro para adquirir a mesma taxa de inativação de patogênicos. A sua ação química é completamente diferente do cloro gasoso.

De acordo com RIBEIRO (2001), o uso deste desinfetante para o tratamento de águas residuárias está sendo adotado em países onde os recursos de água potável estão escassos e o reúso das águas residuárias é praticado com intensidade, como em Israel. NARKIS (1986¹³, 1987¹⁴), citado pela mesma autora, pesquisou os efeitos do

¹³ NARKIS, N. Chlorine Dioxide Disinfection at Each Stage of Advanced Physico-Chemical Treatment of Effluents. Environmental and Water Resources Engineering, Technion Israel Institute of Technology, Technion City, Haifa, Israel, 1986.

ClO₂ em efluentes tratados de estação de tratamento de esgotos de Haifa, Israel, para reúso na agricultura concluindo que este desinfetante é altamente eficiente na remoção de microorganismos patogênicos, principalmente em efluentes entre as faixas de pH 4,4 a 6,7. O Ministério da Saúde de Israel recomenda desinfecção dos efluentes biologicamente tratados para reúso e, dependendo do tipo de cultura para o consumo humano, recomendando que o efluente a ser reutilizado deve apresentar cloro residual após uma hora de contato.

SUTTON (2002), comenta que nos Estados Unidos, não existem regulamentações ou diretrizes para o uso do dióxido de cloro na desinfecção de esgoto; em consequência, não há nenhuma recomendação quanto a presença de clorito e clorato nos efluentes tratados. O uso de dióxido de cloro em SES's, não é uma prática difundida na desinfecção de esgoto sanitário e apenas uma ETE utiliza este processo, na cidade de *El Paso*, Texas.

Devido a falta de regulamentação, um acordo entre os pesquisadores e o Departamento de Proteção do Meio Ambiente da Flórida (APCF)¹⁵, onde se encontra a cidade de *Clearwater*, sede das pesquisas de SUTTON (2002), o controle de subprodutos do dióxido de cloro seria baseado nas determinações previstas para os SAA, durante a pesquisa. Sendo assim, segundo a autora, o nível máximo proposto para o íon clorito no efluente foi de 1,0 mg/L, conforme regulamento para tratamento de água. Os resultados da pesquisa indicaram que com o pH encontrado no tratamento, o dióxido de cloro está principalmente reduzido a íon clorito, quando reage com a matéria orgânica. A pesquisa também sugeriu que a dosagem de dióxido de 1,4 mg/L, não ultrapassa o limite de 1,0 mg/L, na forma de clorito. Por analogia, a dosagem máxima sugerida, seria de 1,4 mg/L. Nesta pesquisa, a autora informa que o objetivo

¹⁴ NARKIS, N. The use of Chlorine Dioxide Disinfection of Wastewater . in Water Chlorination, Chemistry Environmental Impact and Health Effects. R.E. Jolly, ed Lewis Publ. Vol. 6, Chap.73, 955-966. 1987

¹⁵ Florida Department of Environmental Protection.

do experimento foi alcançado, pois a ETE em análise já utilizava gás cloro na desinfecção e carecia de redução de trihalometanos nos efluentes, o que foi conseguido com sucesso com os processos conjugados. Os níveis de THM diminuíram e a eficiência do processo como um todo no efluente final permaneceram intactos. Os resultados foram aceitos pela APCF, que fixou em 1,4 mg/L a contribuição máxima do dióxido de cloro como desinfetante secundário da ETE.

A pesquisa de SUTTON (2002), conclui ainda, que apesar dos elevados custos para a implantação dos equipamentos de produção de dióxido de cloro, ainda seriam a metade do valor necessário para a substituição total do cloro. As novas regras impostas pela FDEP para a qualidade de efluentes lançados em águas de superfície, entrariam em vigor em janeiro de 2002, e alguma medida deveria ser tomada, para que as licenças de operação fossem renovadas. A autora comenta que a formação dos subprodutos, tanto do cloro gasoso como do dióxido de cloro, variam muito em função do tipo de efluente e do ponto de aplicação de cada um deles, haja visto que durante o experimento, os pontos de lançamento dos desinfetantes foram cuidadosamente avaliados, de forma a se obter o melhor rendimento dos reagentes.

No Brasil, segundo RIBEIRO (2001), o primeiro gerador para produção de ClO_2 "in situ" foi instalado e encontra-se em operação pela concessionária SAMAE para desinfecção em águas de abastecimento na cidade de Brusque, SC desde junho/1997 e na cidade de Balneário Camboriú, SC desde fevereiro/1999, através da CASAN, para desinfecção de efluentes sanitários ~~tratados~~.

A SANEPAR iniciou as pesquisas com a utilização de dióxido de cloro no tratamento de esgoto sanitário no início dos anos 90, com a implantação de um piloto em Ponta Grossa, Paraná. Em seguida foram implantados geradores de dióxido de cloro na ETE Cambuí em Campo Largo, em operação e observação até hoje.

Conforme RICHARDSON et al. (1994), o ClO_2 não gera grandes quantidades de produtos halogenados, que são comuns com a cloração, e reduz significativamente a cor e o odor dos efluentes. Águas residuárias que apresentam fenóis em sua composição, na presença de cloro produzem clorofenóis que não serão formados com

dióxido de cloro.

AMBERGER et al. (1995), relatam que o dióxido de cloro não reage com a amônia, logo não forma cloraminas, diminuindo o consumo de desinfetante.

Não existem parâmetros de toxicidade do dióxido de cloro, clorito e clorato, no meio aquático, no entanto, inúmeras pesquisas já foram elaboradas sobre os efeitos nocivos à saúde, que pudessem ocorrer com a utilização de dióxido de cloro no tratamento da água. O trabalho publicado pela USEPA (2000 a), é uma revisão bibliográfica dessas pesquisas realizadas, referentes aos efeitos negativos sobre o ser humano, desde 1949 com HAAG (1949)¹⁶, até 2000 com GILL et al. (2000)¹⁷, chegando a conclusão de que os resultados obtidos não eram satisfatórios, para os níveis de subprodutos, aos quais a população se encontra exposta, consumindo água desinfetada com dióxido de cloro. Segue um trecho da conclusão: *“Em geral, os estudos elaborados quanto à ingestão humana, não foram encontrados efeitos adversos em adultos ou recém-nascidos que vivem em áreas onde a água foi desinfetada com dióxido. Porém, estes estudos estão repletos de problemas metodológicos, como falta de caracterização de exposição para outros elementos que possam estar presentes na mesma água e controle de circunstâncias que possam interferir nos resultados. Nenhum estudo humano que avalie o potencial de carcinogenicidade de dióxido de cloro ou clorito ficou esclarecido. Clinicamente ou toxicologicamente, alterações significativas em parâmetros de hematologia só acontecem a doses altas. Não se conhece com clareza o modo de ação do dióxido de cloro e clorito no organismo. Inerente a incerteza do modo de ação, está a identificação das populações suscetíveis e pesquisas adicionais nesta área ajudarão a quantificar melhor os riscos”*.

¹⁶ HAAG, H.B. The effect on rats of chronic administration of sodium chlorite and chlorine dioxide in the drinking water. Report to the Mathieson Alkali Works from H.B. Haag of the Medical College of Virginia. February 7, 1949.

¹⁷ GILL, M.W. et al. Two-generation reproduction and developmental neurotoxicity study with sodium chlorite in the rat. Journal Application Toxicology. 2000.

SUTTON (2002) esclarece ainda, que o íon clorito pode ser removido com ferro reduzido ou íon sulfito. A decomposição fotolítica do dióxido de cloro pode conduzir à formação de íon clorato, sendo que para esta espécie não há nenhum método de remoção química efetivo. Devido ao exposto, deverá ser evitado a exposição do processo a luz do sol, protegendo as unidades de geração e produtos.

A USEPA(2000 b) aponta os riscos humanos ocupacionais, referentes a inalação e manipulação dos gases e das substâncias puras envolvidas no processo.

No Paraná, conforme já citado, três ETE's encontram-se operando com Dióxido de Cloro. A ETE Cambuí, em Campo Largo, encontra-se monitorada pela SANEPAR e pelo PROSAB, cujos resultados serão publicados no livro a ser lançado ainda este ano, referente a desinfecção de esgotos, juntamente com o desempenho da ETE Camburiu, citada por RIBEIRO(2001). O monitoramento da ETE Camburiu está sendo acompanhado pela UFSC. As ETE's operam com níveis de 3 a 6 mg/L (PROSAB 3, 2002).

WHITE (1999) aduz que o dióxido de cloro tem comprovada eficiência sobre vírus e cistos, muito mais efetiva que o cloro.

2.3.4.2 Ozônio

De acordo com AWWA (1964), o ozônio é uma forma alotrópica instável do oxigênio, um gás levemente azulado com odor penetrante, tendo sua ação germicida reconhecida logo após sua descoberta em 1785. Foi pela primeira vez aplicado na esterilização da água em 1840 por Schonbein.

Usado como desinfetante por mais de 100 anos, o primeiro experimento com ozônio em águas de superfície, foi realizado na França em 1886, por Meritence. Nos primeiros anos do século XX, plantas piloto entraram em operação em várias cidades da Europa. (WHITE, 1999).

Em 1906, em Nice, França, iniciou-se o uso do ozônio pela primeira vez para

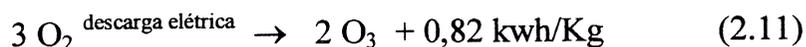
desinfecção de água, embora sua ação germicida já tenha sido evidenciada na França, desde o final do século XIX. (DI BERNARDO, 1993; CHERNICHARO et al., 2001). Segundo WHITE (1999), a primeira utilização de ozônio em escala real que se tem notícia foi iniciada por volta de 1900, quando Marius Paul Otto construiu um gerador destinado a desinfecção das águas do Rio Vesúvio, utilizadas para abastecer a cidade de Bon Voyage na França. O sistema de Nice segundo o mesmo autor, seria o segundo na história, implantado em 1909.

Até hoje, a França é o país que mais utiliza ozônio nos SAA em todo mundo, com aproximadamente 700 unidades implantadas até 1972. A Rússia iniciou a aplicação de ozônio em grande escala em 1911 (St. Petersburg) e por problemas operacionais, só à partir de 1922 novos geradores foram implantados incluindo os SAA de Moscou, Kiev e Gorski. A Suíça conta com aproximadamente 150 SAA usando ozônio, muitos em pequenas cidades. Alemanha, Estados Unidos e Canadá, também utilizam o ozônio há mais de 50 anos, com dezenas de sistemas implantados, utilizando ozônio sozinho ou combinado. Outros países que utilizam ozônio em SAA são citados: Áustria, Inglaterra, China, Malásia, Polônia e Japão (WHITE, 1999).

O mesmo autor esclarece que o ozônio vem sendo utilizado a décadas para várias finalidades além da desinfecção, como oxidação de matérias orgânicas e inorgânicas, auxiliar para a remoção de turbidez e cor, processos biológicos aeróbios e em meios adsorventes.

As principais considerações a respeito do ozônio no Brasil são a falta de experiência a respeito da sua geração, controle da dosagem, subprodutos, aplicação, custo, operação e manutenção (DI BERNARDO, 1993).

O ozônio é produzido a partir da descarga elétrica em uma abertura, através da qual escoa um gás contendo oxigênio, segundo a seguinte equação:



O ozônio é geralmente produzido próximo ao local de uso, devido as dificuldades de transporte e armazenamento (USEPA, 1999f). O primeiro ozonizador foi construído por Marius Paul Otto, e os equipamentos construídos até hoje seguem o mesmo princípio básico. (WHITE,1999)

De acordo com CHERNICHARO et al. (2001), o gás ozônio apresenta maior solubilidade na água que o gás oxigênio, sendo treze vezes mais solúvel que este. O ozônio molecular não é estável, pois a sua forte reatividade com os compostos orgânicos e inorgânicos, faz com que o ozônio seja consumido, se desgaseifique ou se decomponha em entidades radicalares (radicais hidroxil OH^\bullet)¹⁸, sob o efeito inicializador dos íons hidroxila (OH^-) (equações 2.12 e 2.13). Estas entidades podem reagir de novo com o ozônio (equação 2.14) para regenerar o radical hidroperóxido, que mantém a reação de consumo de ozônio, com produção de radicais hidroxila. Dessa forma, a concentração de 5 mg/L de ozônio na água pura, em pH 8, será reduzida à metade após 20 a 30 min (LEGUBE, 1996)¹⁹. As equações abaixo²⁰ ilustram o texto:



Segundo CHERNICHARO et al.(2001), teoricamente são necessários 2.960 kJ de energia para produzir 1 kg de ozônio, mas na prática os rendimentos não ultrapassam 5%. A presença de compostos orgânicos e/ou minerais com o ozônio reduzem sua estabilidade. Os íons carbonato e bicarbonato reagem inativando os radicais hidroxila (eq.2.13), que são os que iniciam o ciclo de decomposição do

¹⁸ (●) indica o eletron desemparelhado, característica de espécie radicalar.

¹⁹ LEGUBE, B. et al. Le traitement des eaux de surface pour la production d'eau potable. Guide technique, Université de Poitiers, França, 1996. Citado por CHERNICHARO et al.(2001)

²⁰ As equações apresentadas em CHERNICHARO et al.(2001), foram corrigidas neste texto pelo Prof. Dr. Paulo R. Janissek.

ozônio.

De acordo com DI BERNARDO (1993), o ozônio pode reagir como um dipolo, devido a sua estrutura dipolar, um agente hidrofílico ou agente nucleofílico, exemplificando a reação direta do ozônio. Como exemplo de reação indireta, a ativação da molécula de ozônio pelos íons hidroxila, acontece através dos hidroperóxidos e pela radiação ultravioleta. Apesar do alto potencial de oxi-redução, o ozônio causa pequena redução de COT, devido provavelmente ao fato das moléculas dos compostos orgânicos pouco reagirem com o ozônio ou reagirem e formarem outros compostos orgânicos mais estáveis.

Alguns compostos orgânicos presentes na água merecem especial atenção, como as substâncias húmicas, os pesticidas e os fenóis. Estudos recentes tem mostrado que na presença de outros compostos orgânicos juntamente com ácido húmico ou fúlvico, novos compostos podem ser formados após a ozonização da água, mesmo depois da cor ter sido removida. (USEPA, 1999f)

No quadro 2.19, são mostrados os compostos orgânicos presentes em água contendo ácido húmico e fúlvico depois da cor ter sido removida por coagulação química, antes e depois da ozonização em sistema de tratamento de água de distribuição.

QUADRO 2.19 – COMPOSTOS ORGÂNICOS ANTES E APÓS A OZONIZAÇÃO

	Antes da ozonização	Após ozonização
HÚMICOS	Metil e etil benzeno	Ácidos alifáticos α , w
	Naftaleno e metil naftaleno	Ácidos hidroxialifáticos
	Fenóis	Ácidos alifáticos e esterés
	Hidroquinona	Tolueno-3, 4-ácido dicarboxílico
	Benzoato de fenila	Eter alifático
	2- etil ácido hexanoico	Álcool alifático
	1- naftalenol	Aldeídos alifáticos
FÚLVICOS	Aldeídos alifáticos	Ácidos alifáticos α , w
	Ácidos alifáticos	Ácidos hidroxialifáticos
	Ácido dicarboxílico e naftaleno	Ácidos alifáticos e metil ésterés
	Ácido hidróxido-benzóico	Ácidos alifáticos
	Álcool alifático	Alcano

Alquil benzeno	Aldeídos alifáticos
----------------	---------------------

FONTE – DI BERNARDO (1993)

A oxidação dos fenóis inicia-se com a formação de compostos di-hidroaromáticos e quenônios. Após a quebra dos anéis aromáticos, há formação de ácidos alifáticos, sendo o ácido oxálico o mais estável.

Quanto aos pesticidas, a reação é completamente diferente com o ozônio. Aldrin e foxalone, por exemplo, são rapidamente destruídos com pequenas dosagens de ozônio. Malation e paration representam os únicos casos conhecidos que podem ser oxidados e destruídos pelo ozônio. O heptacloro, pesticida muito comum, também é oxidado pelo ozônio, porém forma um produto estável e muito tóxico, denominado heptacloro-epóxido.

Ainda, segundo DI BERNARDO (1993), na destruição de vírus entéricos, o ozônio tem eficiência comprovada, porém como outros desinfetantes também é afetado pelo pH, temperatura, tempo de contato e teor residual. O autor exemplifica com uma experiência que apresentou elevada eficiência com os seguintes parâmetros: residual de 0,20 mg/L, pH 7,2, temperatura de 20 °C e tempo de contato de 100 segundos, a taxa de sobrevivência foi menor do que 0,1%.

De acordo com WHITE (1999), as primeiras pesquisas da utilização de ozônio no tratamento de águas residuárias nos Estados Unidos datam de 1955. As pesquisas demonstraram a eficiência do ozônio na esterilização do esgoto contaminado com os vírus *B. anthracis*, *B. subtilis* e influenza.

MASSCHELEIN (1980)²¹, citado por CHERNICHARO et al. (2001), indica que a excelência do processo de desinfecção com ozônio deve-se aos seguintes aspectos principais:

- rapidez da ação de desinfecção, devido ao elevado potencial de oxidação-

²¹ MASSCHELEIN, W. J. et al., L'Ozonation des eaux – Manuel pratique. AIO3, ed. Lavosier, Paris, 1980.

redução;

- elevada eficiência de inativação de microorganismos no tratamento de águas de abastecimento e residuárias;
- baixa toxicidade encontrada nos efluentes tratados.

LIU (1999), acrescenta que para esgotos domésticos com nível secundário de tratamento, é recomendado uma taxa de aplicação em torno de 6mg/L, para destruição de bactérias, vírus e cistos.

Com relação à baixa toxicidade dos efluentes apontada no último parágrafo, vários pesquisadores não concordam e atualmente a utilização de ozônio, sozinho ou associado, como alternativa possível para substituir o cloro, encontra-se sob crítica avaliação (DOLORA et al., 1981; VENOSA, 1983; RAKNESS et al., 1984; WICKRAMANAYAKE et al., 1984; DEN-BLANKEN, 1985; WHITE, 1999).

Com a permanente preocupação com os subprodutos da cloração, a pesquisa realizada por SIDDIQUI et al. (1997), utilizando ozônio para remoção de matéria orgânica em várias amostras de água bruta de diferentes origens (rios, lagos e nascentes) na Califórnia, resultou na redução de 40 a 50% da matéria orgânica. Consequentemente, o potencial de formação de THM's, decaiu na mesma proporção. Esta pesquisa indica que a associação ozônio-cloro, pode ser viável também para desinfecção de esgoto.

Ozônio também é alvo de pesquisa em tratamento de efluentes industriais. A pesquisa realizada por SPYRKOWICZ et al., 2000, visando reduzir cor e DQO em efluentes de uma fábrica de tecidos sintéticos foi bem sucedida.

2.3.4.3 Radiação ultravioleta

CHERNICHARO et al.(2001), comenta que os primeiros estudos realizados utilizando-se radiação UV como inativador de microorganismos datam de 1877. Com relação ao esgoto, devido aos sólidos suspensos e a matéria orgânica dissolvida,

acreditava-se ser impossível a utilização de UV como processo de desinfecção. Porém, por volta de 1975, provou-se ser tecnicamente possível desinfetar efluente secundário de esgoto sanitário e a partir de 1977, no Brasil, CAMPOS e PIZZIRANI (1977)²² citados pelo autor, também comprovaram a viabilidade da radiação ultravioleta, para desinfecção de esgoto.

A luz ultravioleta (UV) é a porção do espectro eletromagnético com comprimentos de ondas de 0,2 a 3,9 μm (200 a 390 nanômetros). O método UV de desinfecção, consiste em expor uma lâmina de efluente à luz, de modo a inativar os microorganismos. (DAVIS e CORNWELL,1998)

Comprimentos de ondas germicidas, ficam situados na região espectral de 200 a 300 nm. As lâmpadas com baixa pressão de vapor mercúrio são a principal fonte de radiação ultravioleta utilizada na desinfecção de águas de consumo humano e de esgotos sanitários, possuem radiação essencialmente monocromáticas com 85% da sua energia no comprimento de onda de 254 nm, que é efetiva na inativação de microrganismos. As lâmpadas de média pressão de mercúrio, emitem extensa gama de radiação no espectro de UV.(USEPA,1999 g, SOUZA et al., 2000, CHERNICHARO, 2001)

Segundo DI BERNARDO (1993), os microorganismos são inativados pela radiação UV, como resultado da danificação dos ácidos nucleicos, segundo a lei fotoquímica de Grotthus-Draper. A lei estabelece que somente a radiação UV pode iniciar as reações nos diferentes componentes organo-moleculares essenciais ao desenvolvimento das células. Ao penetrar na parede celular, a radiação é absorvida pelos ácidos nucleicos, proteínas e outras moléculas biologicamente importantes, inativando o microorganismo. A energia absorvida produz alterações bioquímicas letais, com ruptura das ligações não saturadas de purinas e piridinas, que são os principais componentes dos ácidos nucleicos, RNA e DNA.

²² CAMPO, J. R. e PIZZIRANI, J. A. Desinfecção com radiação ultravioleta. 9º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES. Belo Horizonte, 1977. 19p.

A formação de novos laços entre os nucleotídeos, não são reconhecidos no momento da divisão celular. Esta alteração do DNA, inativa a célula, impedindo a divisão celular, resultando na morte do microorganismo posteriormente. A dimensão do dano causado, depende da dose de energia UV absorvida e da resistência dos microorganismos, sendo que a maioria das bactérias e vírus são inativados com baixas doses de UV. Dose de UV é um produto da intensidade de UV e o tempo de exposição, expressada por segundos de miliwatts por centímetro quadrado (mW.s/cm²). Quanto maior a célula e a quantidade de RNA ou DNA, maior é a dose exigida para proceder a inativação. Por exemplo, cistos de protozoários são de 10 a 15 vezes mais resistentes que E. coli. (USEPA, 1999 g).

O quadro 2.20 relaciona os principais patógenos e a dose de UV indicada para a inativação da população microbiana.

QUADRO 2.20 – DOSE DE UV EM mWs/cm² PARA INATIVAÇÃO DE 90%(1 log) OU 99%(2 log)

Microorganismos	1 log	2 log	Microorganismos	1 log	2 log
Bactéria			Vírus		
<i>Bacillus Anthracis</i>	4.5	8.7	<i>Ms-2 Coliphage</i>	18.6	...
<i>Bacillus Subtilis</i> Spores	12	22	<i>F-Specific Bacteriophage</i>	6.9	...
<i>Bacillus Subtilis</i>	7.1	11	<i>Hepatitis A</i>	7.3	...
<i>Campylobacter Jejuni</i>	1.1	...	<i>Influenza Vírus</i>	3.6	6.6
<i>Clostridium Tetani</i>	12	22	<i>Pólio Vírus</i>	5*7.7
<i>Corynebacterium Diphtheriae</i>	3.4	6.5	<i>Rotavirus</i>	8*11	...
<i>Escherichia Coli</i>	3	6.6	Protozoários		
<i>Klebsiella Terrigena</i>	2.6	...	<i>Giárdia Lamblia</i>	82	...
<i>Legionella Pneumophila</i>	0.9	2.8	<i>Cryptosporidium Parvum</i>	80	120
<i>Sarcina Lutea</i>	20	26.4	Algas		
<i>Mycobacterium Tuberculosis</i>	6	10	<i>Blue Green</i>	300	600
<i>Pseudomonas Aeruginosa</i>	5.5	10.5	<i>Chlorella Vulgaris</i>	12	22
<i>Salmonella Enteritidis</i>	4	7.6	Fermento (Fungo)		
<i>Salmonella Paratyphi</i>	3.2	...	<i>Saccharomyces Cerevisiae</i>	7.3	13.2
<i>Salmonella Typhi</i>	2.1	...			
<i>Salmonella Typhimurium</i>	3	6			
<i>Shigella Dysenteriae</i>	2.2	4.2			
<i>Shigella Flexneri</i> (<i>Paradysenteriae</i>)	1.7	3.4			
<i>Shigella Sonnei</i>	3				
<i>Staphylococcus Aureus</i>	5	6.6			
<i>Streptococcus Faecalis</i>	4.4				
<i>Streptococcus Pyogenes</i>	2.2	...			
<i>Vibrio Cholerae (V.Comma)</i>	...	6.5			
<i>Yersinia Enterocolitica</i>	1.1			

FONTE – USEPA (1999a)

De acordo com HASSEN et al.(1999), vários estudos classificaram microorganismos e a propagação deles na seguinte ordem crescente de resistência : bactéria < vírus < fungos < esporos < cistos.

DI BERNARDO (1993), comenta que de acordo com a Lei Bunsen-Roscoe, a intensidade de radiação UV e o tempo de exposição podem ser variados reciprocamente, sem afetar a eficiência da desinfecção, desde que o produto de ambos, que reflete a dosagem aplicada, permaneça constante, embora outros fatores, tais como a intensidade da radiação UV incidente e a absorvida, a reação fotoquímica e as alterações metabólicas dos microorganismos possam invalidar a afirmação daquela lei.

Segundo CHERNICHARO et al.(2001), a inativação do microorganismo não sofre interferência de características físico-químicas, como pH, temperatura e alcalinidade. Entretanto, as substâncias dissolvidas e os sólidos em suspensão podem interferir na eficiência do processo, por extinção (absorção) da radiação e por proteção física dos microorganismos.

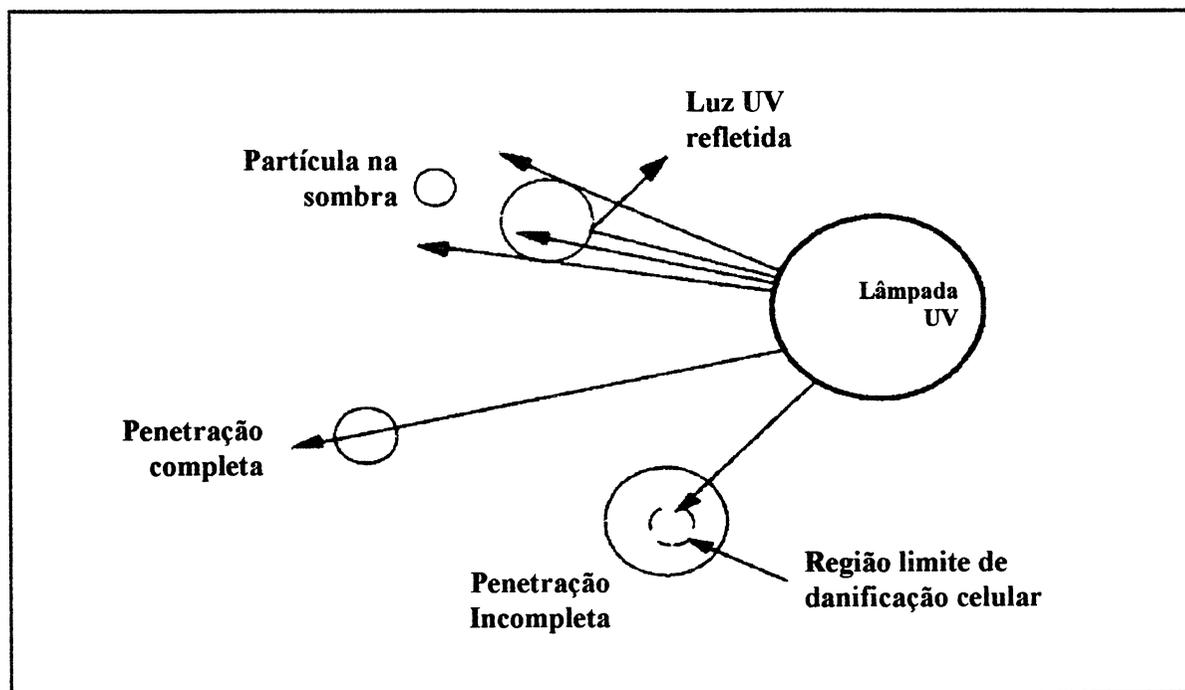
Os seguintes fatores devem ser monitorados no sistema UV: taxa de fluxo(velocidade e altura da lâmina), concentração de sólidos suspensos, coeficiente de absorbância, índice de coliforme fecal inicial e final, número de lâmpadas em operação e a transmissibilidade (transmitância) média. Duas formas estão disponíveis para desinfecção com UV, mantendo-se as lâmpadas suspensas sobre o fluxo ou imersas nele. O controle do fluxo no canal é fundamental para manter a eficiência do processo (USEPA, 1999 b).

Transmitância de UV, é uma medida da habilidade do efluente em transmitir a luz UV. Quanto maior a presença de substâncias que absorvam ou reflitam a luz UV, menor será a transmitância. Isto resultará numa redução de radiação disponível para a desinfecção. Transmitância reduzida em um efluente de esgoto, resulta em baixa intensidade de UV, que pode ser compensada pelo aumento do tempo de retenção ou

aumento no número de lâmpadas (USEPA, 1999 a). ALLANI (1993)²³, citado por HASSEN et al. (1999) recomenda que o efluente tenha uma boa qualidade físico-química e uma taxa de transmissão superior a 50%.

Sólidos suspensos, são compostos de partículas de vários tamanhos, que reduzem a intensidade UV (figura 3.1), protegendo os microorganismos. A proteção esta diretamente relacionada ao número, distribuição por tamanhos, densidade bacteriana e composição química das partículas.

FIGURA 2.3 – EFEITO DAS PARTICULAS NA INTENSIDADE DE UV



FONTE – SNIDER et al.(1991)

Alguns microorganismos podem se recuperar das lesões sofridas, através da fotorreativação, fenômeno seriamente discutido na literatura (HASSEN et al., 1999), e diferentes mecanismos são propostos para explicar este processo. Os dímeros de piridina, resultantes da radiação, são reduzido *in situ* a monômeros por uma enzima

²³ ALLANI, M. Epuration des eaux résiduaires urbaines par lagunage aéré et désinfection par rayonnement UV. Thèse Doctorat, Université Paris VII.

ativada pela radiação gama espectral violeta-azul (310-480 nm). O processo por excisão-ressíntese, é feito na ausência da luz, com a substituição dos nucleotídeos lesados por uma seqüência de nucleotídeos adjacentes. Os estudos afirmam que a dimensão do dano e subsequente conserto, é relacionado diretamente à dose de UV, portanto altas doses causam maiores danos dificultando a recuperação. (LINDENAUER et al., 1994; HASSEN et al., 1999; CHERNICHARO et al., 2001; USEPA, 1999 a). WHITBY et al. (1993) comentam que: “*in situ*, os estudos existentes mostram que a fotorreparação acontece, porém, não é importante para o corpo receptor, onde o número de sobreviventes estará diretamente relacionado com o alcance previsto pela extinção natural”.

A dose de radiação é calculada em função da qualidade do efluente, do número e do tipo de organismos que se pretende inativar. Para desinfecção de efluentes domésticos com tratamento secundário, a dose recomendada é de 27 mWs/cm², podendo variar entre 27 e 32 mWs/cm², conforme os parâmetros já apontados. Em geral, é exigida uma dose de UV de 20 a 30 mWs/cm², para desinfecção de esgoto com tratamento secundário com uma taxa de transmitância de 65% e total de sólidos suspensos menor que 20 ppm (USEPA, 1999 a; HASSEN et al., 1999; MORENO et al. 1997).

De acordo com CHERNICHARO et al. (2001), a operação dos equipamentos é simples. Consiste basicamente na limpeza das instalações e verificação do funcionamento das lâmpadas, promovendo a substituição imediata das que estiverem queimadas. Alguns equipamentos comerciais disponíveis já contam com sistema de limpeza mecanizadas. É conveniente salientar que as lâmpadas dificilmente queimam, simplesmente ocorre desgaste dos eletrodos, reduzindo a emissão de radiação, não atingindo os níveis desejados. A substituição deverá ser periódica, em média, uma vez por ano. A vida útil das lâmpadas, em média, variam de 7 a 10 mil horas, o que representa o funcionamento contínuo por mais de um ano. A energia emitida pela lâmpada sofre em média, redução de 30% nas primeiras 100 horas de operação, dado que deve ser considerado de imediato no dimensionamento das unidades de

desinfecção.

Este processo físico de desinfecção já se encontra em operação em Curitiba e região metropolitana, em três estações de tratamento de efluentes domésticos: ETE's CIC-Xisto, Padilha (região Metropolitana de Curitiba) e ETE Tamandaré (em Almirante Tamandaré). A escolha deste processo, segundo Eng. Celso Savelli Gomes²⁴, foi embasada na eficiente inativação dos organismos patogênicos, facilidade operacional e proteção dos corpos receptores, já que este processo não forma subprodutos. Porém, Savelli comenta que as dificuldades operacionais e a baixa eficiência alcançada até o momento estão sendo preocupantes. Efetivamente, a redução de microorganismos registrada até o momento pela radiação UV foi em média de uma casa logarítmica, índice muito aquém do esperado.

Nos Estados Unidos e Canadá, estima-se que mais de 2.000 plantas de esgoto estão operando com radiação UV (USEPA, 1999 a).

2.3.4.4 Outros processos de desinfecção

Nas duas últimas décadas, principalmente devido as questões levantadas sobre os subprodutos da cloração, novas tecnologias estão sendo desenvolvidas ou reestudadas, gerando outros processos de desinfecção, muitos em fase de pesquisa ou até já implantados no Hemisfério Norte. Como já foi mencionado anteriormente, o Brasil, também está se destacando no desenvolvimento de novas tecnologias através do PROSAB, aplicáveis tanto na desinfecção de sistemas de água como em tratamento de esgoto sanitário (DANIEL et al., 2000).

Como exemplos de métodos físicos, podem ser citados: ultrafiltração, microfiltração e osmose reversa (CHEREMISSINOFF, 2002), ultra-som (O'DETTE,

²⁴ Engenheiro Celso Savelli Gomes, PhD, professor do Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFPR e engenheiro de projetos da SANEPAR.

1997), radiação ionizante ou radiação gama (BASFAR e REHIM, 2002) e radiação solar (ACRA et al., 1984; DANIEL et al., 2000).

Outros processos químicos podem ser relacionados, e os reagentes que mais tem sido alvo de pesquisas são: ferrato(VI) de sódio ou potássio (DE LUCCA et al., 2002), ácido peracético (GASI et al., 1995), mistura de gases oxidantes²⁵ (REIFF,1993; DANIEL et al., 2000) e compostos interhalogenados (BrCl, ICl e IBr) (CHEREMISSINOFF et al., 1981).

²⁵ MOGGOD (Mixed Oxidants Generated on-site for Disinfection), já empregado no Brasil na desinfecção de água, fabricação nacional. Eletrólise da solução de cloreto de sódio, resultando em cloro, peróxido de hidrogênio, ozônio entre outros oxidantes.

2.4 CLORO

O cloro foi descoberto em 1774 pelo químico sueco Karl Wilhelm Scheele, tendo obtido o cloro com a reação de ácido clorídrico e dióxido de magnésio. Thomas Northmore foi o primeiro a liqüefazer o gás cloro (em 1805 ou 1806), que foi identificado pela primeira vez como elemento por Sir Humphrey Davy em 1810, que o batizou de *clorus* (do grego- esverdeado), de acordo com sua cor característica. Por volta do ano de 1800, De Morveu, na França, Cruikshank, na Inglaterra, empregaram o cloro pela primeira vez como desinfetante geral. (AWWA, 1975).

Ninguém sabe com exatidão quando o cloro foi empregado pela primeira vez, especificamente para melhorar a qualidade da água. Sabe-se que desde 1850, já se usava uma solução clorada (provavelmente hipoclorito de sódio), para tratar água de poço, sem existir ainda, conhecimento definido sobre a capacidade de destruição dos microorganismos. A primeira notícia do emprego direto do cloro como desinfetante no tratamento da água, nos Estados Unidos, foi em 1896 em Louisville, Kentucky. Porém, a opinião unanime da cloração contínua da água como processo de tratamento, foi adotado pela primeira vez em Middlekerke (Bélgica), em 1902, quando o doutor Maurice Duyk introduziu cal clorada e perclorato de ferro na água bruta para favorecer a coagulação e garantir a qualidade bacteriológica. Este processo foi denominado “ferrochlor”, aplicado até 1921²⁶. Na Inglaterra, em 1904, foi aplicado pela primeira vez o hipoclorito de sódio no tratamento da água da cidade de Lincoln, num esforço para combater a epidemia de febre tifóide. (AWWA, 1975)

Em Frankfurt, Alemanha, em 1890, foi fabricado pela primeira vez o cloro eletrolítico, produzido comercialmente pela eletrólise da solução de cloreto de sódio (AWWA, 1964).

A primeira aplicação contínua de hipoclorito de sódio na América do Norte

²⁶ Boby, William: The Early Use of Chlorine, J. AWWA, 1931 e Nesfield: Public Health, 1903. Citados em AWWA, 1971.

data de 1908, empregado no sistema de tratamento de água de Jersey City. Em 1912, foi utilizado pela primeira vez o cloro em grande escala como desinfetante no sistema de distribuição de água de Niagara Falls, New York, para conter um surto de febre tifóide. (AWWA, 1975)

Segundo HESPANHOL et al. (1982), no Brasil os sistemas de distribuição de água começaram a ser clorados em 1926, em São Paulo.

2.4.1 Propriedades Físico-químicas

Conforme descrito por DI BERNARDO (1993), “o cloro é um gás amarelo esverdeado facilmente detectável pelo seu cheiro extremamente irritante e penetrante. Irrita as vias respiratórias em concentrações da ordem de 3 mL/m³ ar e chega a ser fatal na concentração de 1 L/m³ ar”. No quadro 2.21, encontram-se as principais características físicas do cloro.

QUADRO 2.21 – PRINCIPAIS PROPRIEDADES FÍSICAS E QUÍMICAS DO CLORO (Cl₂)

PROPRIEDADE	CARACTERÍSTICA
Peso atômico	35,457
Peso molecular	70,91
Cor	Amarelo - esverdeado
Densidade	3,2 kg/m ³ (a 1,1 °C e 1 atm)
Ponto de fusão	- 101 °C (pressão atmosférica normal)
Ponto de ebulição (líquido)	- 34 °C (pressão atmosférica normal)
Temperatura crítica	143,5 °C
Pressão crítica	7,6 atm
Massa específica crítica	0,57 g/cm ³
Massa específica (líquida)	1,57 g/cm ³ (temperatura de -34 °C)
Massa específica em relação ao ar	2,5 vezes maior (gás)
Massa específica em relação à água	1,5 vezes maior (líquido)
Viscosidade	167,9 micropoise (a 100 °C)
Solubilidade na água	~ 7 g/L a 20 °C e 1 atm
1 litro de cloro líquido	Transforma-se em cerca de 460 L de gás à pressão atmosférica normal. 2,5 vezes mais pesado que o ar.

FONTE – Adaptado de: DI BERNARDO (1993), AWWA(1975), CHERNICHARO et al. (2001).

RICHTER (1991), observa que o cloro, tanto líquido como gasoso, na presença da umidade torna-se extremamente corrosivo aos metais (propriedade química). Em solução aquosa, o cloro é facilmente absorvido por alguns compostos alcalinos, como cal hidratada, cal virgem ou carbonato de cálcio, utilizados em sistemas de tratamento de água. O cloro, sendo poderoso oxidante, reage com grande número de substâncias orgânicas e inorgânicas, presente na água de abastecimento ou residuária.

2.4.2 Formas de Apresentação Comercial

O cloro apresenta-se sob diversas formas na natureza, porém serão aqui descritas as principais formas de apresentação comercial, quando utilizados nos processos de desinfecção de águas residuárias. São elas:

- a) Cloro gasoso: comprimido a pressões superiores à sua pressão de vapor, o cloro se condensa em um líquido, reduzindo seu volume em até 450 vezes CHERNICHARO et al. (2001). Armazenado e comercializado em cilindros de aço pressurizado, normalmente de 45, 68 e 900 kg, seu transporte e manuseio seguem rígidas normas de segurança, devido ao perigo do escape do gás tóxico. (QASIM,1999).
- b) Hipoclorito de sódio: sob a forma líquida (NaOCl), é normalmente acondicionado em recipientes plásticos de 5 ou 20 L. As concentrações de cloro variam de 12 a 16%. A estabilidade química diminui com o aumento da concentração (18% reduz-se a metade em 60 dias), daí a inviabilidade de comercialização em maiores concentrações (USEPA, 1986).
- c) Hipoclorito de cálcio: é encontrado comercialmente na forma de pó (Ca(OCl)_2), de cor branca, com até 70% de cloro disponível,

acondicionado em latas de 1,5 kg ou tambores de 45, 135 e 360 kg (JORDÃO E PESSOA, 1995). Perde aproximadamente 0,013% ao dia da concentração de cloro (CHERNICHARO et al 2001). Em pastilhas, pode ser encontrado em baldes plásticos com 3, 10 e 45 Kg²⁷.

2.4.3 Reações do Cloro com a Água Isenta de Impurezas

O gás cloro, no momento da aplicação, é dissolvido diretamente em água, formando ácido hipocloroso, conforme equação 2.15, descrita por WHITE (1992):



O mesmo autor comenta que a hidrólise completa ocorre em poucos centésimos de segundos a 18 °C ; e a 0 °C poucos segundos são necessários. Esta taxa extraordinariamente rápida da reação é melhor explicada se o mecanismo se der entre uma molécula de cloro e o íon hidróxido no lugar da água:



Segundo LEME (1979), a constante de hidrólise para a reação 2.15 é expressa de acordo com a equação 2.17:

$$K = \frac{[\text{HOCl}][\text{H}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{Cl}_2]} \quad (2.17)$$

onde:

[HOCl] = concentração de HOCl existente na água

[H⁺] = concentração de H⁺ existente na água

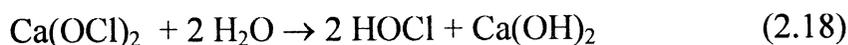
[Cl₂] = concentração de Cl₂ existente na água

²⁷ Informação obtida na Sabará Indústria Química Ltda. Telefone (0xx19)463-4033.

Grandes quantidades de cloro podem ser dissolvidas em água, devido a grandeza deste coeficiente. Por exemplo, à pressão atmosférica e temperatura de 25 °C, o valor de K é igual a $4,5 \times 10^{-4}$ (mg/L). Na solução, não existe mais qualquer concentração mensurável de Cl_2 , quando a água clorada tiver pH superior a 3 e a concentração total de cloro for inferior a 1000 mg/L. (LEME, 1979)

WHITE (1992), indica que em qualquer solução de hipoclorito o ingrediente ativo é sempre o ácido hipocloroso. As reações dos sais de hipoclorito com a água, se procedem da seguinte forma:

- para hipoclorito de cálcio



- para hipoclorito de sódio



A variação do pH da solução, provoca a dissociação do ácido hipocloroso, formando íon hipoclorito, segundo a equação a seguir (WHITE, 1992):



A constante de ionização (K_i) desta reação pode ser calculada através da equação:

$$K_i = \frac{[\text{H}^+][\text{OCl}^-]}{[\text{HOCl}]} \quad (2.21)$$

A variação da constante K_i com a temperatura, está indicada no quadro 2.22.

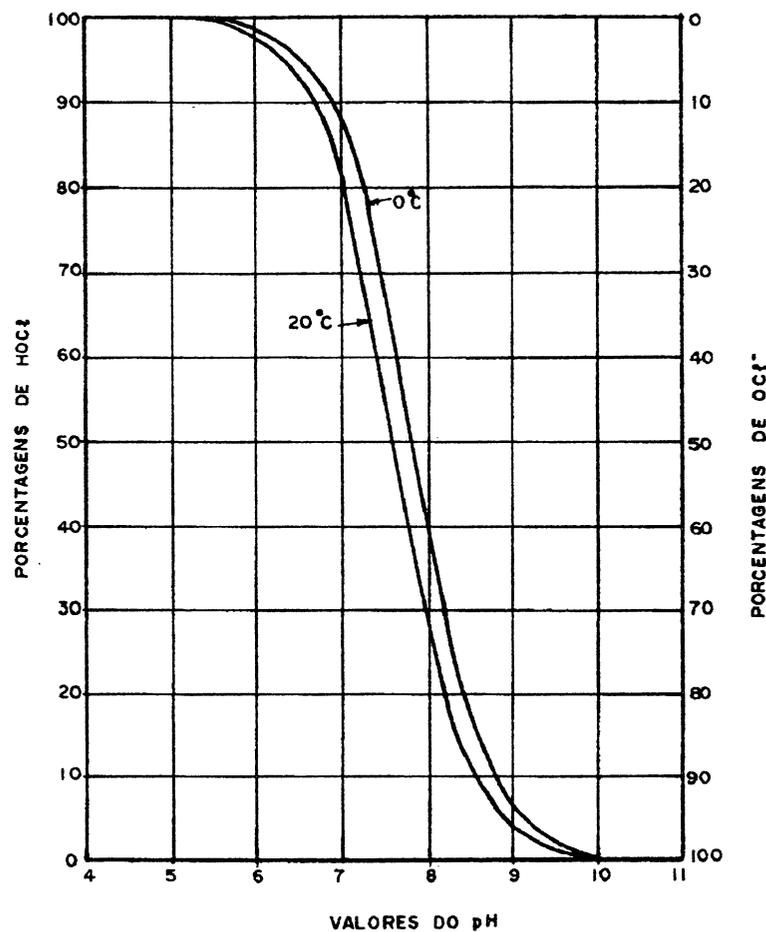
QUADRO 2.22 – VALORES DA CONSTANTE DE IONIZAÇÃO DO ÁCIDO HIPOCLOROSO A DIFERENTES TEMPERATURAS

Temperatura, °C	0	5	10	15	20	25
$K_i \times 10^{-8}$, moles / L	1,488	1,753	2,032	2,320	2,621	3,175

FONTE – WHITE (1992)

Na solução com pH variando entre 7,5 e 7,6 a 20 ° C ocorre um equilíbrio entre os dois produtos, como pode ser observado na figura 2.4.

FIGURA 2.4 – DISTRIBUIÇÃO PERCENTUAL DO ÁCIDO HIPOCLOROSO E ÍON HIPOCLORITO NA ÁGUA PARA VALORES DIFERENTES DE pH E TEMPERATURA



FONTE – LEME (1979)

A quantidade de HOCl e OCl⁻ que se encontra presente na água, é denominada cloro livre. A eficiência da solução depende da concentração desses elementos, já que o ácido hipocloroso (HOCl), é cerca de 40 a 80 vezes mais eficaz que o íon hipoclorito (OCl⁻) na desinfecção (METCALF & EDDY,1991; QASIM, 1999). Já BLOCK (2001), indica eficiência de 80 a 200 vezes maior do HOCl sobre o OCl⁻, em alguns experimentos relacionados à desinfecção.

2.4.4 Cloro no Tratamento de Águas Residuárias

A utilização do cloro no tratamento de águas residuárias, pode ter funções variadas além da desinfecção. De acordo com JORDÃO E PESSOA (1991), a cloração pode ser praticada com os seguintes objetivos:

- a) controle do odor;
- b) reduzir a carga orgânica inicial numa estação de tratamento;
- c) aumentar a eficiência da decantação;
- d) reduzir a carga orgânica de um efluente lançado *in natura* num corpo receptor;
- e) promover o extermínio ou controle de organismos patogênicos;
- f) reduzir o comprimento de emissários subaquáticos de esgoto;
- g) como auxiliar ou corretivo nos processos de filtração biológica e de lodos ativados;
- h) como auxiliar no tratamento de lodo; e
- i) facilitar a remoção de espuma dos decantadores.

WHITE (1991), comenta ainda outras finalidades para o uso do cloro no esgoto: controle de moscas e a destruição do ácido clorídrico. Este último, tem sido objeto de inúmeros estudos, devido ao efeito corrosivo nas unidades de afastamento e tratamento de esgoto sanitário, como tubulações, reatores, elevatórias, etc. (COURAUCCI FILHO, 1983 e SWAB, 1961²⁸, citado por WHITE, (1991)

Os efluentes sanitários são compostos de inúmeros elementos como já foi descrito anteriormente e as reações na desinfecção são variadas. A grandeza das reações depende principalmente das substâncias orgânicas e inorgânicas resultantes do processo de depuração alcançado no efluente e do agente desinfetante. Segundo JORDÃO e PESSOA (1991) as substâncias que mais interferem na cloração,

²⁸ SWAB, B. H., Effects of Hydrogen Sulfide on Concrete Structures, ASCE, 1961. Citado por WHITE (1991).

encontradas nos esgotos sanitários são: substâncias nitrogenadas, aromáticas, orgânicas, certos metais e sulfeto. A seguir, serão descritas as principais reações do cloro com algumas destas substâncias presentes no esgoto.

2.4.4.1 Amônia

De acordo com WHITE (1991), a reação do cloro com qualquer composto que contenha átomo de nitrogênio, ligado com um ou mais átomos de hidrogênio, vão formar compostos amplamente classificados como cloraminas, divididas em duas classes distintas: orgânicas ou inorgânicas. Cloraminas inorgânicas (amônia, nitrito e nitrato), são formadas na reação do cloro em soluções aquosas que contenham amônia livre, como ocorre naturalmente na água bruta e no esgoto tratado.

METCALF & EDDY (1991), citam que o nitrogênio orgânico aparece na forma de uréia, aminoácidos e proteínas, que após a digestão bacteriana se transforma facilmente em amoníaco. A idade do esgoto, pode ser sugerida pela quantidade relativa de amoníaco presente. Em ambiente aeróbio, as bactérias oxidam o nitrogênio amoniacal formando nitritos e nitratos. O predomínio do nitrato indica que o efluente já está estabilizado em relação a demanda de oxigênio. O nitrogênio amoniacal existe em solução aquosa como íon amônia ou como amoníaco, dependendo do pH da solução. A equação de equilíbrio está descrita a seguir, onde os níveis de pH superiores a 7, provocam o deslocamento para o lado esquerdo da reação. Com pH inferior a 7, o íon amônia é predominante.



O nitrogênio em forma de nitrito tem pouca importância para o estudo das águas residuárias pois são instáveis e facilmente oxidáveis, já o nitrato, que é a forma mais estável e oxidada do nitrogênio, tem relevante importância, pois constitui parâmetro limitante de qualidade de efluente.

Segundo DI BERNARDO (1993), as reações que ocorrem com os compostos de nitrogênio são as mais importantes, pois as cloraminas formadas também desempenham função desinfetante, apesar de reagirem lentamente, sendo as dicloraminas as mais eficientes. A presença da amônia (NH₃), provoca uma reação quase que imediata com o ácido hipocloroso, formando três tipos de cloraminas, nas seguintes equações sucessivas:



O pH da solução, determina a quantidade de formação de cada uma delas. As monocloraminas formam em pH entre 7 e 9 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacal menor ou igual a 5. Entre pH 4,4 a 6 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacal de 5 a 7 há prevalência de formação de dicloraminas, sendo que as tricloraminas prevalecem em pH menor que 4,5 e razão molar cloro/nitrogênio amoniacal maior ou igual a 7,6 (CHERNICHARO et al., 2001).

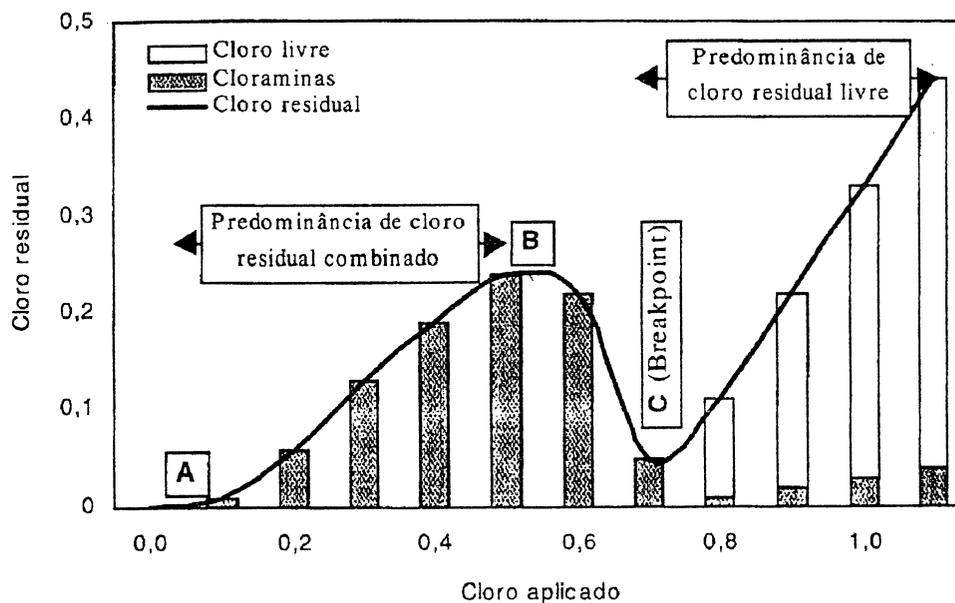
As reações dependem também da temperatura, do tempo de contato e da relação inicial entre o cloro e o amoníaco. O cloro presente nestes compostos é denominado cloro combinado. Simultaneamente com a reação cloro-amônia, outras substâncias inorgânicas são oxidadas pelo cloro como: S⁼, HS⁻, SO₃⁼, NO₂⁻, Fe⁺⁺, Mn⁺⁺, etc. Estas substâncias reagem não só com o cloro livre como também com as cloraminas. Provavelmente o cloro consumido no primeiro minuto é devido a reação com as substâncias inorgânicas. As reações que ocorrem nos 2 ou 3 minutos seguintes, são provavelmente devido a demanda de organoclorados (WHITE, 1991).

Com a adição continuada de cloro, as reações na formação das cloraminas produzem um fenômeno denominado “breakpoint”, descrito por GRIFFIN (1939)²⁹,

²⁹ GRIFFIN'S, A E. Effect of Applying Chlorine before Ammonia and Vice-Versa. Private Communication, 1939. Citado por WHITE (1991).

citado por WHITE (1991).

FIGURA 2.5 – CURVA CARACTERÍSTICA DA CLORAÇÃO AO *BREAKPOINT*

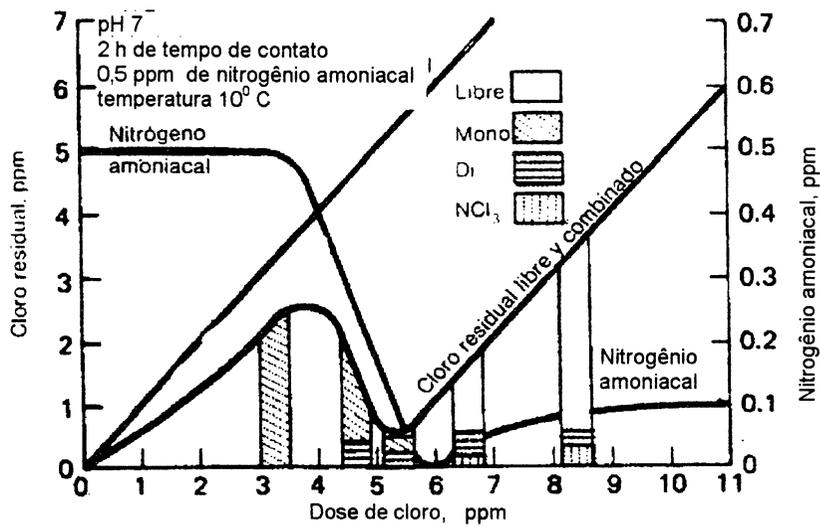


FONTE – CHERNICHARO (2001)

A figura 2.5, explica de forma generalizada o que ocorre com a presença do cloro nas águas residuárias. As substâncias inorgânicas mais facilmente oxidáveis já citadas (ex.: Fe^{++} , Mn^{++} , H_2S) e orgânicas, iniciam rapidamente a reação com o cloro e este é reduzido em sua maior parte ao íon cloreto (ponto A da curva). O cloro continua reagindo com a amônia, formando as cloraminas entre os pontos A e B. Entre os pontos B e o *breakpoint*, algumas das monocloraminas e dicloraminas se convertem em tricloraminas (triclóreto de nitrogênio), e as restantes se oxidarão formando óxido nítrico (NO_3^-) e nitrogênio (N_2). Com a adição continuada de cloro, ocorre a oxidação de quase todas as cloraminas disponíveis chegando ao *breakpoint*. À partir deste ponto, aumenta o teor de cloro residual (METCALF & EDDY, 1991).

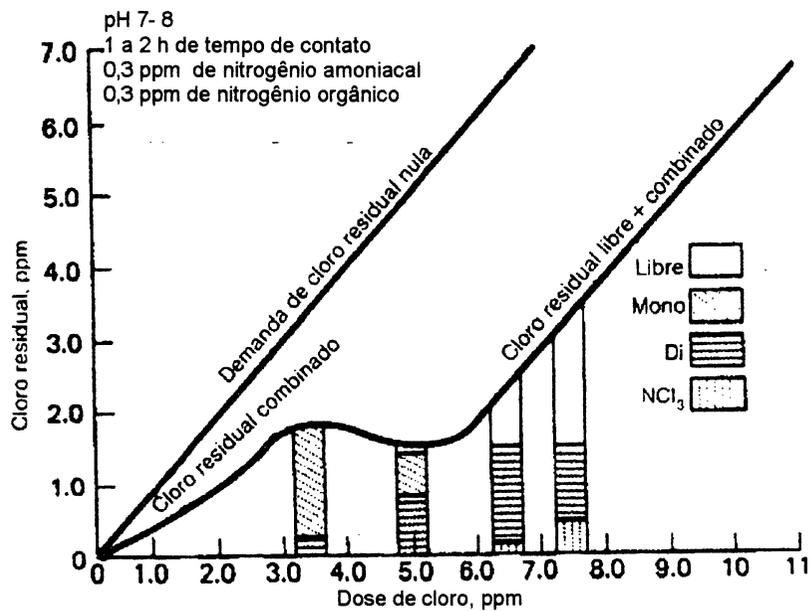
A presença de compostos adicionais, segundo o mesmo autor, naturalmente encontrados nas águas residuárias, provocam outras reações com cloro e podem alterar muito a forma da curva do *breakpoint* como podem ser vistas nas figuras 2.6 e 2.7.

FIGURA 26 – CURVAS DE CLORO RESIDUAL EM RELAÇÃO A DOSE DE CLORO PARA ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM NITROGÊNIO EM FORMA DE AMONÍACO



FONTE – METCALF & EDDY (1985)

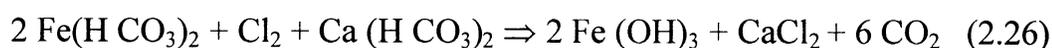
FIGURA 2.7 – CURVAS DE CLORO RESIDUAL EM RELAÇÃO A DOSE DE CLORO PARA ÁGUA RESIDUÁRIAS COM NITROGÊNIO AMONÍACAL E ORGÂNICO



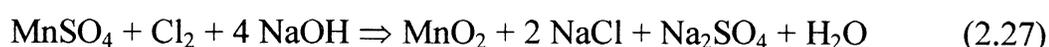
FONTE – METCALF & EDDY (1985)

2.4.4.2 Íons ferrosos e manganosos

O ferro solúvel, como por exemplo o bicarbonato ferroso solúvel, é oxidado passando à forma insolúvel, denominado hidróxido de ferro. A oxidação ocorre conforme reação abaixo:

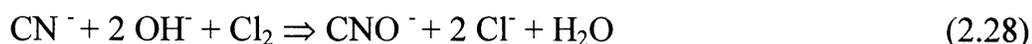


Da mesma forma, o manganês manganoso é oxidado a dióxido de manganês insolúvel.

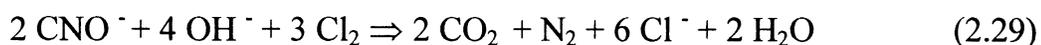


2.4.4.3 Cianetos

Pela capacidade em reagir com cianetos, o cloro é também utilizado em tratamentos específicos:



O cianeto formado se decompõe em:



2.4.4.4 Sulfetos

Na presença do cloro, o sulfeto passa à forma de enxofre e de sulfato.



2.4.5 Cloro e Desinfecção

Entre as várias opções de desinfecção, o cloro é o elemento mais difundido em todo o mundo, tanto em estações de tratamento de água como de esgotos sanitários (WHITE, 1992; QASIM, 1999; DAVIS e CORNWELL, 1998; entre outros). A grande eficiência, aliada ao baixo custo com relação aos demais processos, são os fatores predominantes na utilização da cloração, quer seja na forma de gás ou de hipoclorito.

Segundo WHITE (1999), o primeiro caso registrado na história, utilizando-se o cloro como desinfetante em sistema de esgotamento sanitário, foi em 1893, em Hamburgo, Alemanha. Da mesma forma nos Estados Unidos, o uso do cloro como desinfetante iniciou em 1894, em Brewster, New York; porém o começo efetivo da prática da cloração, foi entre 1907 e 1908, com os sistemas de esgotamento sanitário de New Jersey, Baltimore e Boston. Desde então, a cloração é parte integrante no tratamento de esgoto praticado nos Estados Unidos e Canadá. Centenas de artigos tem sido escritos sobre o assunto, e é de consenso geral que o uso primário do cloro destina-se à desinfecção, embora, como já foi mencionado, inicialmente o uso do cloro era destinado ao controle dos odores.

A desinfecção do esgoto utilizando cloro começou a despertar maior interesse nos Estados Unidos, por volta de 1945. Em 1961, o primeiro sistema para controle do cloro residual, foi instalado em Napa e nesta época, o país já contava com mais de 50% da população atendida com SES dotados de cloração. Hoje, quase todos os sistemas de tratamento de esgotos, estão sujeitos a algum tipo de desinfecção (WHITE, 1999).

No Brasil, até 1995, a cloração de esgoto bruto ou tratado era praticamente inexistente, em razão do custo elevado e pela deficiência na capacidade de tratamento em todo país (JORDÃO E PESSOA, 1995).

As reações que se processam com as substâncias dissolvidas consomem o cloro destinado a desinfecção comprometendo o processo. Devido a essas reações paralelas, é necessário que o cloro adicionado exista em quantidade suficiente para atender tanto as reações paralelas como as reações específicas do processo de desinfecção (STEEL, 1979).

De acordo com WHITE (1992), com relação ao cloro, após as reações paralelas, as principais condições que podem afetar a desinfecção são:

- a natureza dos microorganismos a serem destruídos (alguns são mais resistentes que os outros);
- a natureza do desinfetante, pois os compostos de cloro agem com

diferente eficiência, após ser dissolvido na água devido ao composto final formado;

- a concentração, quanto maior a concentração, maior a eficiência;
- temperatura do efluente (quanto maior a temperatura, maior a eficiência);
- pH poderá favorecer ou dificultar a ação bactericida;
- tempo de contato (quanto maior, mais eficiência na desinfecção).

Como todo elemento oxidante utilizado como agente desinfetante, o cloro também possui algumas características próprias na forma de atuação que devem ser observadas. Como desinfetante as características mais relevantes são descritas a seguir.

2.4.5.1 Atuação nos microorganismos

Após atravessar a membrana celular, aduz WHITE (1992), que a atuação do cloro sobre as bactérias, refere-se à oxidação irreversível das enzimas responsáveis pelos processos metabólicos, resultando na destruição da mesma. Essa e outras descobertas foram obtidas em muitos estudos realizados para definir o mecanismo de destruição de bactérias, cistos e esporos, porém, o mecanismo de inativação de vírus, pelo cloro ou outros oxidantes, ainda não foram devidamente explicados.

Segundo BRANCO (1986), os vírus são mais resistentes que as bactérias na presença do cloro e uma das explicações decorre da forma de ação bactericida, por inibição enzimática, bloqueando o metabolismo da bactéria. Como os vírus são desprovidos de enzimas, a destruição só é possível pela oxidação direta da matéria orgânica (ácido nucléico), o que exige mais cloro.

Alguns patógenos são mais resistentes que outros na massa líquida, em função da espécie, da forma e da concentração dos mesmos, sendo os das formas encistadas, os mais resistentes ao cloro (DANIEL,2001).

Comprovadamente o ácido hipocloroso (HOCl) exerce maior ação

desinfetante que o íon hipoclorito (OCl^-), o que se explica pela maior facilidade de penetração do ácido através da parede celular, por ser uma molécula pequena e neutra. O íon hipoclorito por sua vez tem maior dificuldade em atravessar a parede celular e atingir o sistema enzimático em função da sua carga negativa. Portanto, é possível que a maior dificuldade na eliminação das formas esporuladas se deva à resistência a penetração do agente desinfetante oferecido pelo seu envoltório de proteção. (ZARPELON e RODRIGUES, 2002)

2.4.5.2 Cinética da desinfecção com cloro

A cinética da desinfecção utilizando-se cloro como agente desinfetante obedece as mesmas leis descritas no item 2.3.3.4. Contudo, face a larga utilização deste produto, METCALF & EDDY (1985), comentam que numerosos ensaios demonstram que quando os parâmetros físicos são controlados, os processos de desinfecção permanecem constantes e a eficiência germicida pode ser medida à partir da taxa de sobreviventes, que depende principalmente do cloro residual e do tempo de contato. As observações anotadas por vários pesquisadores são apresentadas na equação 2.32 a seguir, que relaciona o número de organismos antes da cloração, os sobreviventes, o cloro residual e o tempo de contato:

$$\frac{N_t}{N_0} = (1 + 0,23 C_t t)^{-3} \quad (2.32)$$

N_t = número de coliformes em tempo t

N_0 = número de coliformes em tempo t_0

C_t = cloro residual total medido em tempo t , mg/L

t = tempo de contato em minutos

Esta relação foi extraída dos experimentos de Selleck, Collins e White, utilizando efluente com tratamento primário e um reator de alimentação descontínua com conteúdo bem agitado (METCALF & EDDY, 1985).

Os mesmos autores esclarecem que devido à reação do cloro com os compostos de nitrogênio presentes na água residuária tratada ou não tratada, o efeito do tempo de contato na eficiência do processo de desinfecção pode ser descrito por várias equações, sendo que a melhor adaptada a cloração de efluentes sanitários, devido à presença das cloraminas, é a seguinte:

$$\frac{N_t}{N_0} = k t^m \quad (2.33)$$

N_t = número de coliformes em tempo t

N_0 = número de coliformes em tempo t_0

t = tempo de contato em minutos

m = constante (>1 índice de inativação diminui com tempo e <1 índice aumenta com o tempo)

No entanto, o estudo realizado por HASSEN et al. (1998), publicado pela *Bioresource Technology* em 2000, os pesquisadores obtiveram conclusões diversas.

METCALF & EDDY (1985), estabelecem maior importância ao tempo de contato no processo de desinfecção, já HASSEN et al. (1998), concluiu que a concentração de cloro é mais importante que o fator tempo. Na pesquisa, os autores aduzem que as reações do cloro com nitrogênio amoniacal³⁰, normalmente presente em efluentes sanitários, interferem de forma acentuada na cinética da inativação dos microorganismos indicadores, de modo que o modelo de Chick-Watson não pode descrevê-lo, na sua forma original. Os pesquisadores comprovam que considerar a taxa de inativação inicial, na qual a concentração de cloro é mais importante que o tempo de contato, traduz de forma mais precisa a cinética da desinfecção de esgoto, principalmente na presença de nitrogênio amoniacal. A alteração proposta resulta em:

³⁰ Os reatores anaeróbios, conforme descrito anteriormente, não promovem a oxidação necessária do nitrogênio amoniacal presente nos esgotos sanitários, encontrado portanto em grande quantidade nos efluentes já tratados por este processo.

- modelo original de Chik-Watson

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-K C^n t^m) \quad (2.33)$$

- modelo proposto por HASSEN et al., 1998

$$\frac{N}{N_0} = A \exp(-K C^n t^m) \quad (2.34)$$

Onde A , é a taxa de redução inicial no momento do contato do efluente com a solução clorada. Os autores esclarecem ainda que o modelo proposto por Selleck-Collins, também comparado na pesquisa, traduz com clareza a cinética da inativação em esgoto sanitário na presença de nitrogênio amoniacal.

HAAS e KARRA (1984), também já haviam chegado a conclusões parecidas, utilizando apenas o modelo proposto por Selleck-Collins, na pesquisa da inativação microbiana utilizando cloro.

2.4.5.3 Tanque de contato

Para as estações de tratamento de esgoto é recomendado um tanque de contato, que pode ser projetado de acordo com as recomendações de JORDÃO e PESSOA (1995). Os autores sugerem que o tanque de contato seja dimensionado de forma a reter o efluente, durante o tempo pré-estabelecido, em média de 15 a 30 minutos. A mistura entre a solução de cloro e o esgoto deve ser garantida, independente de ser utilizado cloro gasoso ou na forma de hipocloritos, de modo a obter a eficiência esperada. A velocidade horizontal mínima do efluente clorado deve ser mantida entre 2,5 e 7,5 cm/s, de modo a não permitir sedimentação no tanque de contato, embora deva ser previsto a descarga de fundo que possibilite a limpeza do tanque. METCALF & EDDY (1991), sugerem também um *by-pass* a ser utilizado na limpeza do tanque ou em situações emergenciais.

De acordo com METCALF & EDDY (1991) e CHERNICHARO et al. (2001), o tanque de contato é calculado pela vazão média afluyente e deve garantir a permanência de pelo menos 80 a 90% do esgoto retido. Estes autores sugerem tempo entre 15 e 45 minutos de contato, sendo limitado a no mínimo 15 minutos o tempo de contato nos horários de vazão máxima. São sugeridas câmaras longas, cuja relação entre comprimento e largura, sejam de 10:1 no mínimo, sendo sugerido a relação ideal de 40:1 de forma a minimizar a ocorrência de curtos-circuitos.

Para longos emissários de lançamento, o tanque de contato pode ser dispensado (JORDÃO e PESSOA, 1995).

O tanque deverá ser também dotado de chicanas que auxiliarão na mistura, evitando a ocorrência caminhos preferenciais. A disposição, o desenho e a quantidade de chicanas ao longo do tanque, influenciam também no tempo de detenção METCALF & EDDY (1991).

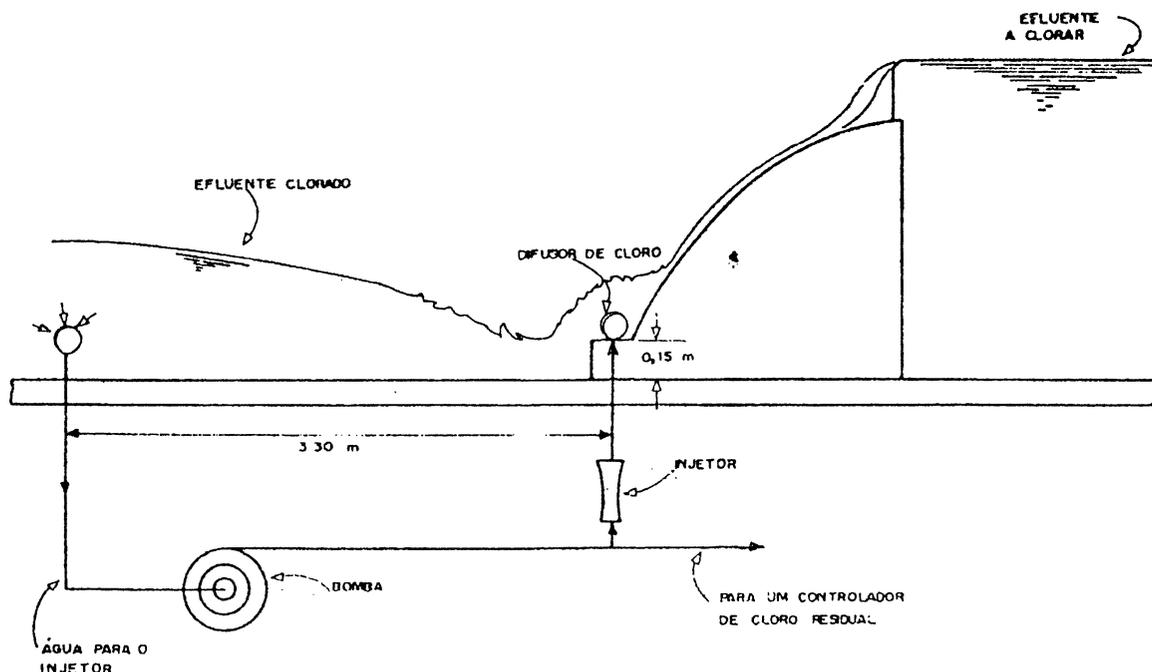
2.4.5.4 Adição de cloro e mistura

METCALF & EDDY (1991) falam da importância da mistura da solução de cloro no momento que é injetada no efluente, responsável pela taxa inicial de inativação e recomendam elevados gradientes de mistura. Várias formas de adição são sugeridas pelos autores citados.

O estudo proposto por HAAS e KARRA (1984), também ressaltam a importância da hidráulica no processo de inativação, comprovando a importância da mistura, principalmente no início do processo.

Um sistema típico de aplicação de cloro, apresentados por JORDÃO E PESSOA (1995), pode ser visto na figura 2.8.

FIGURA 2.8 - SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO



FORNE - JORDÃO E PESSOA (1995)

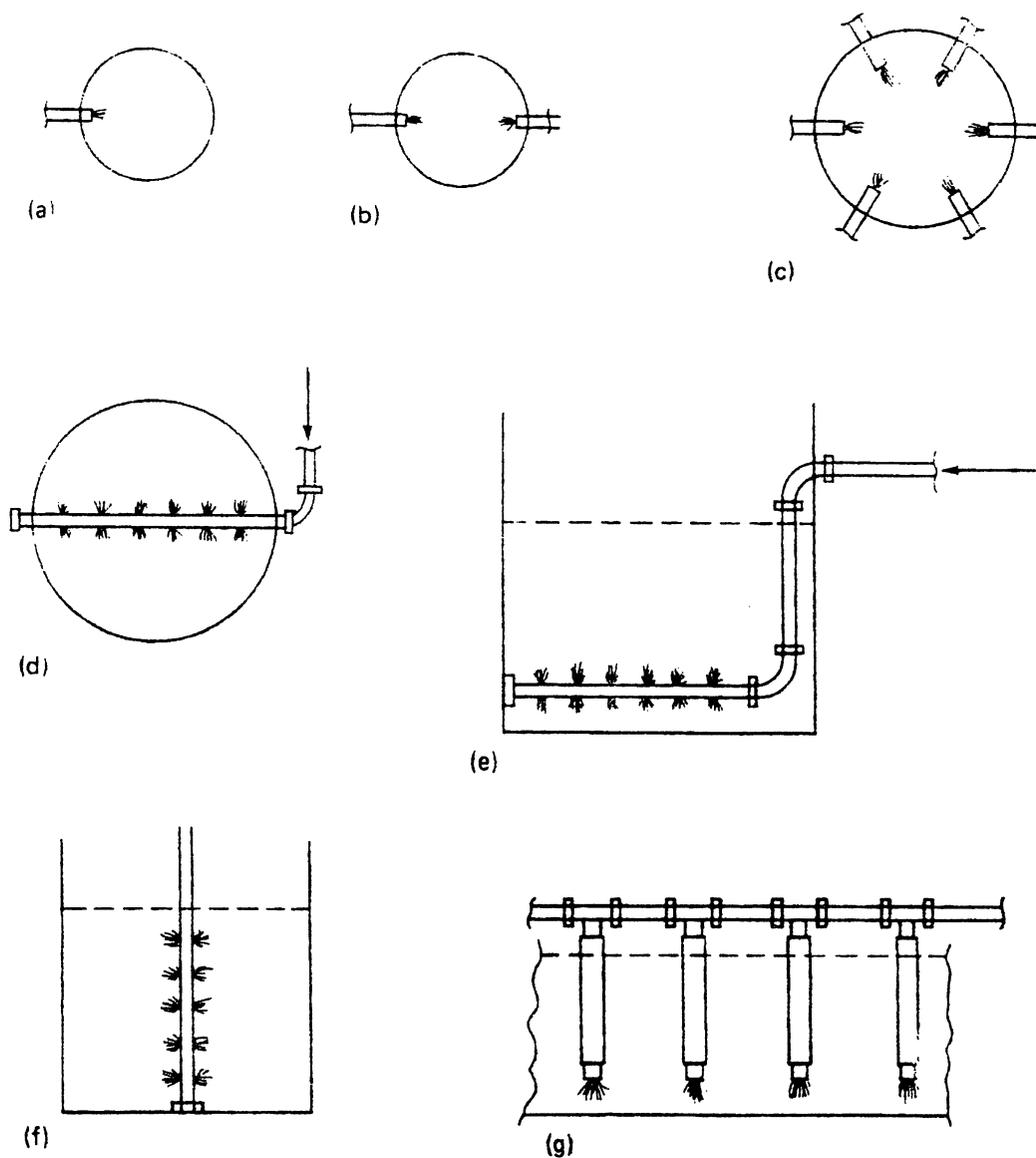
O difusor poderá ser simples, constituído de um tubo de plástico perfurado utilizado em pequenas instalações ou industrializado. Quanto à mistura, podem ser utilizados dispositivos mecânicos, canais ou condutos com regimes turbulentos. Devido à importância da mistura, no momento da aplicação, os autores anteriormente citados sugerem a utilização de misturadores mecânicos, principalmente nas estações que requerem baixas concentrações de coliformes fecais no efluente. Esses misturadores são instalados em pequenas câmaras de mistura, com tempo de residência em torno de um segundo.

De acordo com CHERNICHARO et al. (2001), a aplicação e a mistura podem ocorrer ainda da seguinte forma:

- o difusor pode ser instalado em tubulação com regime turbulento de escoamento, operando a plena seção, ou
- aplicação em ponto de estrutura hidráulica submersa, a qual induz à turbulência (vertedor submerso e ressalto hidráulico).

As figuras de 2.9 a 2.12, elencadas a seguir, demonstram algumas opções de ponto de instalação dos difusores e mistura.

FIGURA 2.9 - MODELOS TÍPICOS DE DIFUSORES DE CLORO



FONTE – QASIM (1999)

(a) e (b) – Para pequenas plantas, simples e duplo injetor.

(c) – Múltiplos injetores, para plantas de porte médio.

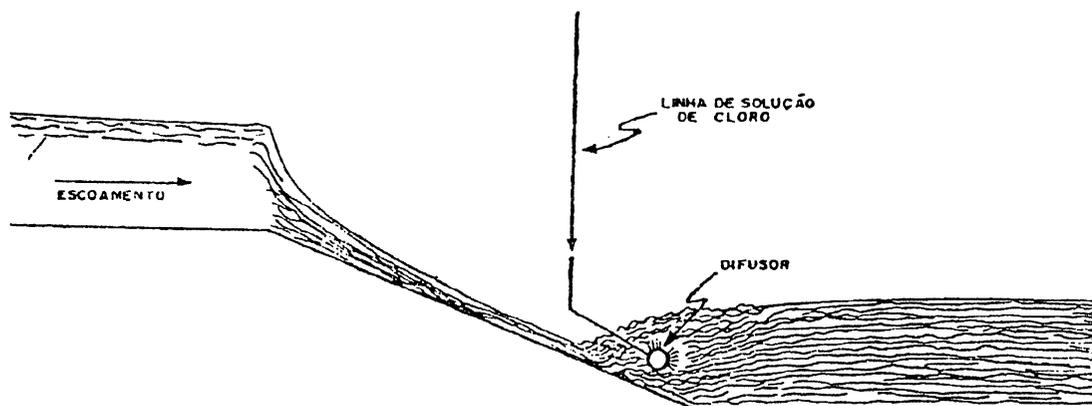
(d) – Sistema de injetor para grandes sistemas.

(e) – Difusor simples, horizontal, para canal aberto.

(f) – Difusor simples, vertical, para canal fechado.

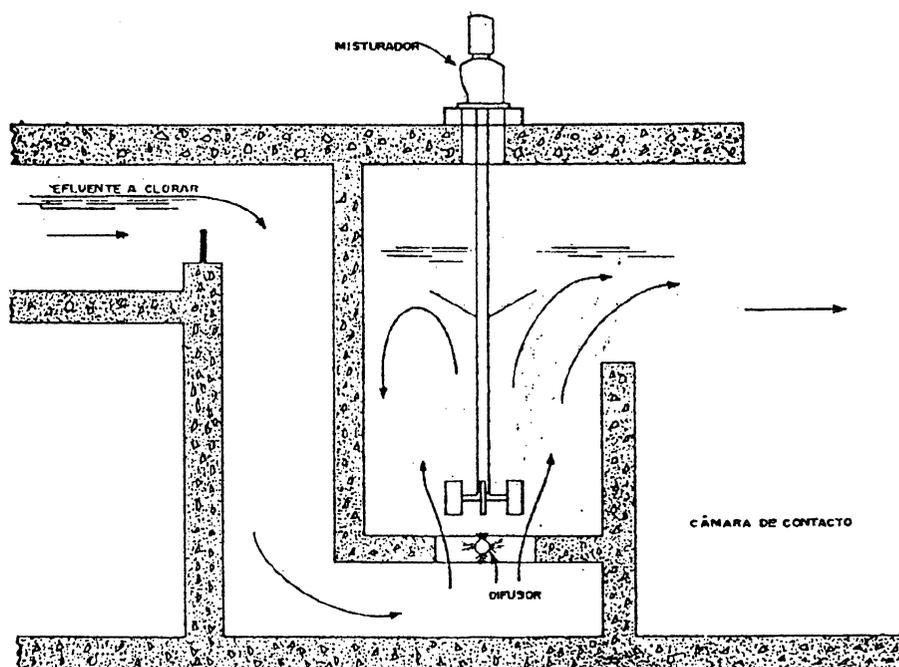
(g) – Múltiplos difusores, típico para uso ao longo de canais abertos.

FIGURA 2.10 - SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO COM RESSALTO HIDRÁULICO EM CANAL ABERTO



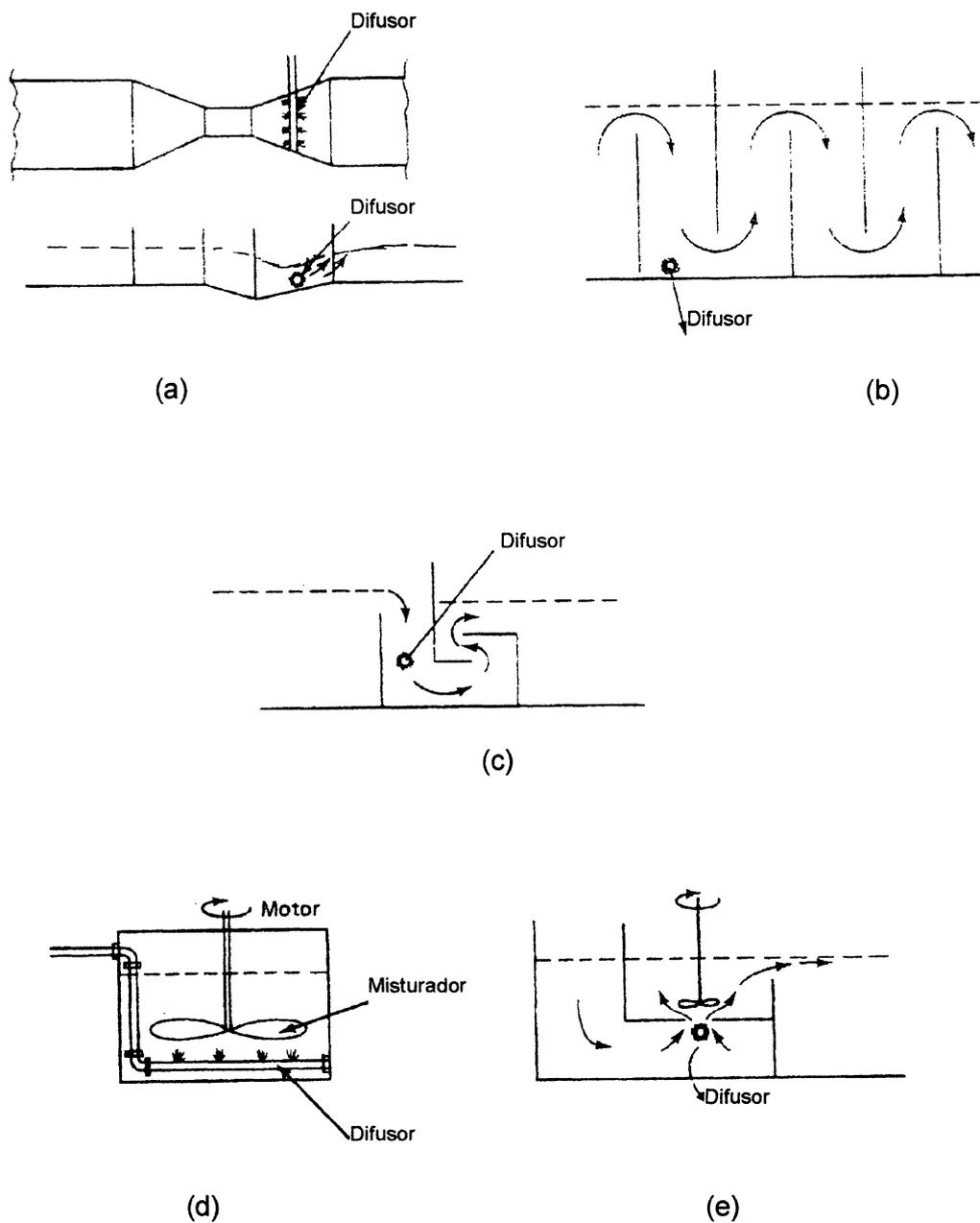
FONTE - JORDÃO E PESSOA (1995)

FIGURA 2.11 - SISTEMA DE APLICAÇÃO DE CLORO COM RESSALTO HIDRÁULICO EM CANAL FECHADO



FONTE - JORDÃO E PESSOA (1995)

FIGURA 2.12 – DIFERENTES TIPOS DE ARRANJOS DE MISTURA, USADOS PARA DISPERSÃO DE CLORO



FONTE – QASIM (1999)

(a) e (b) – Dispersão por chicanas verticais.

(c) – Mistura natural em calha Parshall.

(d) – Tanque de mistura.

(e) – Arranjo com misturador mecânico em canal aberto.

2.4.5.5 Controle da dosagem de cloro

Segundo CHERNICHARO et al. (2001), o método mais simples de controle da dosagem é manual. O operador ajusta a dosagem a ser aplicada conforme o cloro residual medido no efluente final. O residual de cloro desejado, para alcançar a qualidade microbiológica definida pela legislação, normalmente é determinado em laboratório. Como exemplo de dimensionamento, o autor sugere a equação 2.31 apresentada anteriormente, para o cálculo do residual de cloro desejado, em função do tempo e do volume do tanque de contato.

De acordo com Eng. Luis César Baréa, a SANEPAR utiliza bomba dosadora de diafragma, que libera a dosagem de cloro previamente estabelecida no tanque de contato, em função da vazão mensurada eletronicamente numa calha Parshall, instalada a montante do tanque. (Contato pessoal em 29/04/2003)

Segundo DANIEL et al.(2001), na prática, ocorrem desvios ao serem utilizados os resultados obtidos em laboratório, para dimensionamento de unidades em escala real. Esses erros podem ser causados pela variação das características físico-químicas do efluente como pH, cor, turbidez, alcalinidade, compostos orgânicos adversos, entre outros. Consideração com o tipo de fluxo (pistão, mistura completa, etc.) do tanque de contato também deverá ser observada.

2.4.5.6 Subprodutos

A formação de subprodutos da cloração, tem sido alvo de pesquisas de centenas de artigos em todo o mundo (USEPA, 1999d; AWWA, 1994), sendo que inicialmente os mais visados foram os trihalometanos (THM's), seguido pelos ácidos haloacéticos (HAA), sendo os últimos notados como mais tóxicos do que os primeiros.

Segundo FERREIRA FILHO (2001), o primeiro pesquisador com trabalho publicado, a levantar o problema de que o cloro utilizado nas estações de tratamento

de água, reagindo com compostos orgânicos, poderia ter efeitos negativos sobre a saúde humana, foi R. H. Harris. Este pesquisador foi quem forneceu as primeiras indicações da possibilidade de correlação entre água de abastecimento e câncer. HARRIS, em 1974, trabalhou na cidade de Nova Orleans, onde a mortalidade por câncer era uma das mais altas do país. Em seguida, outros trabalhos foram iniciados por ROOK (1976) na Holanda e por BELLAR, LITCHTEMBERG e KRONES (1976), nos Estados Unidos.

No final de 1974, foi criado pelo presidente Ford, uma entidade federal denominado *National Safe Drinking Water Act* (SDWA). À *Environmental Protection Agency* (EPA), foi designado estabelecer níveis máximos de contaminantes nos sistemas de abastecimento público de água prevenindo a ocorrência de qualquer efeito adverso à saúde, com adequada margem de segurança. (DAVIS & CORNWELL, 1998).

Uma série de outros estudos foram realizados à partir de então e em 1977 a USEPA publicou o relatório organizado pelo *National Organics Monitoring Survey*, com o resultado da pesquisa em 113 sistemas de abastecimento de água onde foi analisados a presença de 27 compostos orgânicos suspeitos de causar problemas a população. Dos 27 produtos pesquisados, os quatro THM's apareceram em todas as águas que recebiam cloro como desinfetante, cujas concentrações eram superiores aos demais contaminantes organo-sintéticos. (HESPANHOL, 1980; MACEDO et al. 1983)

Segundo HESPANHOL (1980), a USEPA relacionou mais de 700 compostos orgânicos, presentes na água potável de sistemas públicos, havendo identificado em uma única amostra a presença de 390 desses compostos. Em 1979, a Organização Mundial da Saúde (OMS), fez um levantamento de compostos orgânicos presentes em águas de superfície e em sistemas públicos de abastecimento de água, com apoio de várias entidades em todo o mundo, entre as quais a *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) e *European Cost Project* (ECP). Foram então identificados mais de mil compostos. Entre eles, 289 tiveram suas concentrações

estabelecidas e relacionadas especificamente como poluentes da água, que devem ser seriamente considerados. Características importantes como origem, odor, toxidez e carcinogenicidade foram identificadas, resultando nos agrupamentos apresentados conforme quadro 2.23.

QUADRO 2.23 – CARACTERÍSTICAS DE 289 COMPOSTOS ORGÂNICOS POLUENTES IDENTIFICADOS NA ÁGUA

Informação	Número	% Do Total
número total de compostos	289	100
compostos medidos em efluentes	184	64
compostos medidos em águas superficiais	91	32
compostos medidos de água potável	114	40
dados disponíveis de concentração limite de odor	70	24
dados disponíveis de toxidez sub - crônica	96	38
compostos carcinogênicos ou possivelmente carcinogênicos	9 ⁽¹⁾	3
compostos altamente tóxicos medidos em água potável	15	5

FORNE - HESPANHOL (1980); DAVIS & CORNWELL (1998).

⁽¹⁾ Dos THM's apenas o clorofórmio está incluído entre esses produtos como possivelmente carcinogênico.

Observando atentamente o quadro anterior, alguns dados importantes devem ser ressaltados dentre os 289 compostos, cujas características podem ser mais ou menos relevantes sob o ponto de vista como poluente:

- 40 % são encontrados em águas potáveis, dentre eles, 5 % altamente tóxicos;
- 24 % apresentam problemas de odor à água;
- 45 % já foram identificados e dispõe de dados de toxidez aguda sendo que 10 % são altamente tóxicos e
- 3 % são possivelmente carcinogênicos.

Ainda segundo HESPANHOL (1980), na mesma época, outros levantamentos foram feitos em mananciais de águas de superfície (15) e subterrâneos (12) em alguns estados americanos e Inglaterra, principalmente naqueles que apresentavam histórico de cor, odor e sabor, demonstrando a presença de THM's em 25 mananciais dos 27 pesquisados. Foi então constatado a presença de THM's tanto na água bruta como tratada.

De acordo com DAVIS & CORNWELL (1998), além dos THM's mais pesquisados (triclorometano ou clorofórmio, bromodiclorometano, dibromoclorometano e tribromometano ou bromofórmio), os ácidos haloacéticos (HAA5), que foram identificados como subprodutos não menos importantes são: ácido monocloroacético, ácido dicloroacético, ácido tricloroacético, ácido monobromoacético, ácido dibromoacético. As pesquisas que prosseguiram até 1985, resultaram na seleção de 23 contaminantes, regulamentados no mesmo ano, como parâmetros para as águas de abastecimento público. Em 1986, foi solicitada a inclusão de mais 83 compostos.

DOJLIDO et al. (1997), descreve importante trabalho a respeito da formação de HAA, tendo observado a presença de algas azuis e muita substância húmica, nas águas do Lago Zegrzy, na Polônia. A pesquisa tinha por objetivo, estudar a influência do ozônio e do cloro na formação de THM e HAA, após a desinfecção. Os pesquisadores concluíram que o ozônio pouco interferiu na formação dos HAA, quando a maior ocorrência foi após a cloração e mais acentuadamente no verão, assim como os THM.

Em outro momento, foi citada uma pequena parte da vasta literatura a respeito da formação desses subprodutos, principalmente em sistemas de abastecimento de água. Quanto aos sistemas de tratamento de esgoto sanitário, outras dezenas de pesquisas são encontradas principalmente nos países mais desenvolvidos, onde o reúso de efluentes é normatizado e os efeitos prejudiciais causados pela toxicidade dos subprodutos da cloração no meio ambiente já foi observado, especialmente nos corpos receptores e na contaminação dos aquíferos. (ARCEIVALA, 1981; USEPA, 1986; USEPA, 1992; ACHER et al. 1996; BLATCHLEY et al. 1997; MONARCA et al., 1999; USEPA, 1999c; USEPA, 1999d; USEPA, 1999e; WHITE, 1999; ROY e ANDERS, 2002; BYL et al., 2002)

A seguir, serão descritas as características dos trihalometanos e outros aspectos relevantes para esta pesquisa.

2.4.5.7 Trihalometanos

Dos subprodutos gerados pela utilização do cloro nos processos e tratamento e/ou desinfecção em sistemas de abastecimento de água e de tratamento de águas residuárias (efluente doméstico ou industrial), trihalometanos e ácidos haloacéticos são os mais discutidos em todo o mundo, principalmente os primeiros citados.

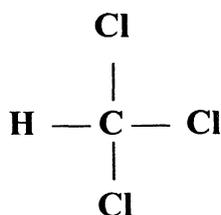
A preocupação com os THM's se fundamenta, pois além dos prejuízos provocados ao homem e ao meio ambiente, é que provavelmente durante a formação dos THM existe a formação dos ácidos haloacéticos que são mais prejudiciais que os THM's. Os níveis de HAA admissíveis atualmente nos Estados Unidos, correspondem a metade dos níveis para THM.(USEPA, 1999d; FAUST & ALY, 2000)

2.4.5.8 Identificação e características físico-químicas

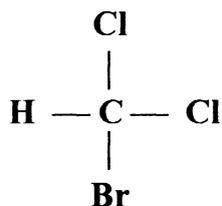
Os trihalometanos são líquidos, à temperatura ambiente (10 a 30 °C); de odor característico (alguns agradáveis e outros repulsivos) voláteis e incolores. Inflamáveis à altas temperaturas, dissolvem-se facilmente na água e podem reagir com outras substâncias químicas presente no meio aquoso (USDI, 2001).

Pertencem a família dos compostos organoclorados como são genericamente designados. São membros de um grupo químico orgânico que contém um átomo de carbono, um de hidrogênio e três de halogênios. Das dez combinações possíveis, com os três halogênios principais, cloro, bromo e iodo, só quatro tem concentrações significativas, dentre os subprodutos da desinfecção com a utilização do elemento cloro (ZARPELON, 2001; MACEDO, et al., 1983), são eles:

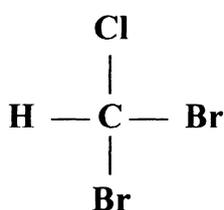
Triclorometano ou clorofórmio



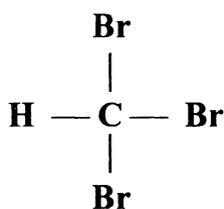
Bromodiclorometano



Dibromoclorometano



Tribromometano ou bromofórmio



BAIARD (1998), indica uma fórmula geral na formação dos trihalometanos, representada por CHX_3 , onde o X representa os três átomos que podem ser substituídos pelos halogênios principais.

Relativamente ao comportamento químico dos THM's, pode-se dizer que são compostos estáveis, não facilmente oxidáveis, acumulando-se nas gorduras. Quanto ao clorofórmio, é um líquido volátil, incolor, e foi usado durante muito tempo como anestésico, sendo seu uso abandonado devido a toxicidade. Atualmente é utilizado como solvente na indústria química (VILLANUEVA et al., 2000). Ainda sobre o clorofórmio, de acordo com BOUWER (?), a sua vida média, em reações de hidrólise à temperatura ambiente e pH neutro, é calculado em aproximadamente 10 mil anos. As propriedades assinaladas dos THM's nos indicam que sua eliminação da água por uma aeração somente é eficaz nos casos dos mais voláteis e que, uma vez formados durante

a cloração sua decomposição é difícil, apresentando resistência à oxidação mesmo por agentes como o ozônio. Apesar da denominação, quando possam ser vistos como precedentes do metano, esses gases nada têm a ver com sua formação real nas águas que são desinfetadas com cloro; pois neste meio eles se originam a partir de produtos orgânicos muito mais complexos que o metanol, que são de ocorrência comum nas águas de superfície, os chamados ácidos húmicos e fúlvicos. (ZARPELON e RODRIGUES, 2002)

2.4.5.9 Precusores e formação dos subprodutos da cloração

A matéria orgânica dissolvida na água, é apontada como precursora da formação dos subprodutos da cloração, em especial as de origem vegetal, formada basicamente por ácidos húmicos e fúlvicos, conforme já mencionado.

Os ácidos húmicos e fúlvicos são derivadas da decomposição da matéria orgânica vegetal, sendo constituídos de mistura de polímeros com estruturas aromáticas heterocíclicas, grupos carboxila e nitrogênio e só têm significado sanitário devido à formação dos THM's. (ZARPELON e RODRIGUES, 2002)

De acordo com as pesquisas realizadas por ARGUELO et al.(1979), AMY et al. (1984), HESPANHOL et al. (1982), MORROW e MINEAR et al. (1985), BRUCHET et al.(1987), ZARPELON e RODRIGUES (2002), entre outros, os ácidos húmicos tem maior potencial total na formação de THM (THMFP), se comparado com os demais precusores. A clorofila, presente em algas verdes e algas verdes-azuis (biomassa de algas e seus produtos extracelulares), compostos alifáticos de carbono, também foram avaliados como precusores (ARGUELO et al.,1979; DOJLIDO et al., 1998; ZARPELON e RODRIGUES, 2002), embora sejam considerados menos importantes do que os ácidos húmicos.

A formação dos THM's durante a desinfecção da água com cloro livre obedece a um complicado mecanismo. Outros halógenos podem estar presentes além

do cloro (bromo e iodo) na água, reagindo com os precursores. POURMOGHADDAS e STEVENS (1994), AMY et al. (1984) e BATCHELOR et al. (1987), descobriram que bromo e iodo, são mais reativos na formação de THM's do que o cloro.

Apesar da vasta literatura encontrada em todo o mundo sobre o tema, muitas reações não são totalmente compreendidas. Tem-se trabalhado muito para tentar se estabelecer a complexidade e as características das substâncias húmicas e fúlvicas e assim elucidar os detalhes de sua combinação com o cloro. Algumas pesquisas (AMY et al., 1987; BRUCHET et al. ;1987 e GANG et al., 2002) demonstram que o tamanho das moléculas dos precursores, influenciam muito na formação dos THM's, pois quanto menor a molécula, maior a velocidade de reação.

Estudos procuraram descrever modelações matemáticas ideais, capazes de traduzir em números as reações que acontecem (MORROW e MINEAR, 1985; AMY et al. 1987; BOCCELLI et al., 2002; GALLARD e GUNTEN, 2002); porém, em escala real, os resultados tem demonstrado variações, com resultados muito distintos da realidade, principalmente quando se trata de efluentes de esgotos sanitários (HASSEN et al., 1999).

Diante da dificuldade de se estabelecer regras seguras e modelações matemáticas que possam comprovadamente controlar a formação dos compostos halogenados, pesquisadores procuraram se respaldar em fatores externos, de domínio estabelecido, que seguramente influenciam nas reações, visando diminuir o potencial de formação desses compostos.

Estudos relacionados com redução da matéria orgânica na água bruta, (OLIVEIRA E FERREIRA FILHO, 1995; VON SPERLING et al, 2000; FERREIRA FILHO, 2001), demonstraram que a formação de subprodutos naturalmente irá diminuir, com menor número de precursores disponíveis, nas plantas de distribuição de água e este conceito tornou-se importante ferramenta para controle de compostos halogenados. Da mesma forma, a tecnologia também trabalha no sentido de melhor controlar a adição do cloro na desinfecção com o mesmo objetivo citado (AWWA, 1994).

Ainda com intuito de controlar a formação de subprodutos, várias pesquisas foram elaboradas, com diferentes valores para pH, temperatura, tempo de contato e a variação de cloro disponível na presença dos precursores. A maioria delas em laboratório, utilizaram-se de amostras de fonte conhecida ou água sintética, visando detectar o maior número de interferentes nas reações formadoras de THM. (ARGUELO et al., 1979; AMY et al., 1984; FIGUEIREDO et al. 1999; GUNTEN et al., 2000; ZARPELON e RODRIGUES, 2002). Importantes descobertas foram feitas, porém nenhum dos autores deixou de fazer alguma ressalva quanto a dificuldade em explicar certos resultados, por vezes mencionando a variedade dos compostos precursores ou ainda recomendar mais estudos sobre o assunto. As principais afirmações foram:

- a variação de temperatura interfere nas reações, de modo que nos períodos de verão, a probabilidade de formação de THM's, pode ser acentuada, ou seja, o aumento da temperatura acelera as reações;
- o pH, mais alto, também favorece as reações; e
- quanto ao tempo de contato, foi descoberto que formação dos THM's em condições naturais não é instantânea, podendo completar-se em menos de uma hora ou em outra situação é possível que se exijam vários dias antes de que ocorra a máxima produção de THM's.
- a dosagem de cloro também foi apontada como fator predominante na formação de subprodutos.

Uma grande parte dos THM's que chega ao consumidor nos SAA, podem ser produzidos no sistema de distribuição, onde o contato do cloro livre com os precursores ocorre por um longo período de tempo.

POURMOGHADDAS e STEVENS (1994) estabeleceram uma correlação entre a produção total de compostos orgânicos halogenados (TOX), representados por THM e HAA em função do tipo de halogênio, no caso cloro e bromo e o pH, em água

sintética. A principal conclusão da pesquisa, foi que para valores de pH altos (9,4) a formação de THM's foi de 60%; com relação ao TOX, em pH baixo (5), a porcentagem maior foi de HAA, ocasionado principalmente pela presença do bromo na solução. Embora outras pesquisas já haviam comprovado que o bromo reage mais rapidamente com os precursores do que o cloro, pouco havia sido relatado sobre a proporção entre THM e HAA, em função do pH.

ZARPELON e RODRIGUES, (2002), oferecem uma possível explicação para o efeito do pH, sugerindo que “uma macromolécula do precursor húmico, simplesmente se abrevia pela mútua repulsão das cargas negativas em níveis altos de pH, incrementando assim a disponibilidade de posições ativas adicionais na molécula do precursor”.

Tendo sido observado que a amônia reage rapidamente com cloro, estudos foram feitos no sentido de comprovar a redução da formação dos THM's na presença da amônia e possivelmente utilizá-la como produto secundário na desinfecção. Pesquisas mais recentes (AMY et al., 1984; DORE et al., 1998; FIGUEIREDO et al., 1999) comprovaram que a redução na formação dos subprodutos ocorre, porém não descartam a formação dos mesmos em reações paralelas.

Como exemplo, os resultados obtidos na pesquisa de DORE et al. (1998) apresentados no quadro 2.24, comprovam a formação de THM's em reações paralelas de diferentes efluentes com dosagens variadas de amônia e cloro.

QUADRO 2.24 – FORMAÇÃO DE THM's EM REAÇÕES DURANTE A CLORAÇÃO

DQO mg/L	NNH ₄ ⁻ µg/L	Cl ₂ µg/L	CHCl ₃ µg/L	CHB ₇ Cl ₂ µg/L	CHB ₁₂ Cl µg/L
300	68	6	7	–	–
340	69	8	6	–	–
257	60	10	9	–	–
216	13.5	6	25	–	–
152	7	10	23	–	–
51	0.7	2	13	4	1
51	0.7	4	44	14	4
50	0.7	6	66	22	8

FONTE – DORE et al. (1998)

Ainda com relação ao quadro 2.24, os resultados apresentados para os subprodutos da cloração, deixam bem claro que a teoria da impossibilidade da formação de THM na presença da amônia deve ser descartada. Denota-se também que o clorofórmio, foi detectado com as maiores taxas em todos os efluentes pesquisados.

Observa-se que todas essas pesquisas transformaram-se em valiosa fonte da literatura, cujo único objetivo é minimizar o problema, transformando a cloração, de certa forma, num processo cada vez mais conhecido e controlado.

2.4.5.10 Níveis admissíveis

De acordo com DAVIS & CORNWELL (1998), a EPA, em 1979, regulamentou o limite máximo para THM totais em 100 µg/L. Devido a complexidade em implantar novas regras, a posterior regulamentação dos subprodutos da desinfecção foi implementada em estágios (quadro 2.25). No estágio 1 regulamentado em dezembro de 1998, o limite de THM's totais foi reduzido para 80 µg/L. Para o estágio 2, cuja regulamentação prevista para maio de 2002, espera-se uma redução para 40 µg/L. No estágio 1, com o intuito de controlar outros compostos orgânicos subprodutos da desinfecção, foi limitada a concentração máxima de ácidos haloacéticos (HAA's) na água de abastecimento público em 60 µg/L, devendo ser limitado em 30 µg/L no estágio 2. O quadro 2.25, apresenta os níveis máximos esperados de contaminantes e os níveis máximos admissíveis para os estágios 1 e 2, para cada um dos subprodutos da desinfecção, que são monitorados na água distribuída pelos sistemas públicos dos Estados Unidos, lembrando que não se trata apenas de subprodutos da cloração.

QUADRO 2.25 – NÍVEL MÁXIMO ESPERADO DE CONTAMINANTE E NÍVEL MÁXIMO ADMISSÍVEL

CONTAMINANTES	MCLG mg/L ⁽¹⁾	Estágio 1 MCL mg/L	Estágio 2 MCL mg/L
Bromato	Zero	0.010	–
Bromadiclorometano	Zero	–	–
Bromofórmio	Zero	–	–
Hidrato de cloral	0.005	–	–
Clorito	0.3	1.0	–
Clorofórmio	Zero	–	–
Dibromoclorometano	0.06	–	–
Ácido dicloroacético	Zero	–	–
Ácido tricloroacético	0.10	–	–
HAA 5	–	0.060	0.030
TTHM's	–	0.080	0.040

FONTE – DAVIS e CORNWELL (1998)

⁽¹⁾Nível máximo esperado de contaminante (MAXIMUM CONTAMINANT LEVEL GOALS-MCLG)

No Brasil, a portaria 36 do Ministério da Saúde, de 1990, limita em 100 µg/L o total de THM's na água de abastecimento público e a Portaria n.º 1469, de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde, mantém este valor.

Quanto aos efluentes a serem lançados nos corpos receptores, o Brasil não conta com regulamentação específica. Os padrões de lançamento são determinados pela classificação do corpo receptor, conforme resolução do CONAMA n.º 20 de 1986. No decorrer deste texto, o item 2.6 esclarece alguns padrões de lançamento mais importantes para o saneamento básico.

2.4.5.11 Prejuízo à saúde humana

Estudos relacionam os subprodutos da cloração com efeitos adversos à saúde humana, sendo a literatura vasta e muitos autores já citados no início desta revisão bibliográfica, entre eles destacam-se: VILLANUEVA et al. (2000), que relacionam o aumento da incidência de câncer de bexiga e cólon com os THM's na

Espanha; TARDIFF (1979), que ressalta os efeitos nocivos do clorofórmio; BROCK et al. (1998), ressaltam os graves efeitos prejudiciais à saúde humana, ocasionados pelos ácidos haloacéticos.

2.4.5.12 Prejuízo ao meio ambiente

Os efeitos nocivos também ao meio ambiente, dos subprodutos da cloração, encontra-se sob o alvo de inúmeros pesquisadores, porém, outros oxidantes como o ozônio e dióxido de cloro são também objeto de pesquisas.

Importante estudo realizado por MONARCA et al.(1999), avalia o potencial de mutagenicidade e toxicidade dos efluentes sanitários brutos e desinfetados pelos seguintes processos: cloro, dióxido de cloro, ozônio, ácido peracético e ultra violeta. A conclusão foi que todos os processos resultaram em mutagenicidade das espécies bacterianas estudadas, com maiores problemas os efluentes tratados com dióxido de cloro e ozônio. Os testes de toxicidade mostraram os piores resultados no efluente bruto e nos efluentes tratados com dióxido de cloro e ácido peracético. Portanto, o dióxido de cloro, foi apontado por esta pesquisa, como o mais prejudicial ao meio ambiente.

De acordo com WHITE (1999), altas concentrações de residuais de cloro, livre ou combinado, são tóxicos para a maioria dos peixes e da vida aquática, dependendo da espécie e do tempo de exposição. A maioria dos oxidantes como cloro e ozônio são conhecidamente irritantes tanto para peixes de água doce como salgada. A resistência dos peixes às substâncias tóxicas variam com o tamanho dos mesmos. Naturalmente, peixes pequenos são mais sensíveis que os maiores, embora algumas espécies não respeitem esta regra, como é o caso da carpa, que se mostrou bem mais resistente do que a truta.

Uma revisão da literatura revela um acordo geral dos pesquisadores sobre o que constitui um residual letal de cloro residual, informa ainda WHITE (1999). Em

1968, TSAI³¹ citado por WHITE (1999), reportou que o efeito da cloração de esgoto doméstico numa população de peixe, pode degradá-la não só através da qualidade da água pela cloração, mas também nas alterações decorrentes da poluição causada pelas descargas domésticas ou industriais. Quando águas residuárias são cloradas, outros componentes tóxicos podem ser formados e muito pouco se sabe sobre como essas complexas reações podem afetar a vida aquática, porém efeitos desastrosos já foram observados. Ainda WHITE (1999), citando ESVELT et al.³², reporta um estudo realizado em 1971, tendo observado que a taxa diária de emissões tóxicas na bacia do rio São Francisco, 56% eram de esgoto doméstico e 44% de efluentes industriais. O estudo foi desenvolvido muito antes que se pensasse ser necessário preocupar-se com a concentração de residual de cloro no efluente, devido ao fator de diluição dos corpos receptores. O total de residuais de cloro medidos nos efluentes ficou entre 1 e 8 mg/l. Foram feitos estudos de toxicidade com espécies de peixes, que resultou nas seguintes conclusões:

- a toxicidade removida do efluente pelo tratamento biológico foi de 75%, enquanto que por precipitação química foi de 40%;
- amônia apresenta ser um dos elementos mais tóxicos do esgoto doméstico;
- a cloração aumenta a toxicidade do esgoto doméstico em todas as instâncias;
- os efluentes clorados e desclorados com pequeno excesso de íon sulfito, foram menos tóxicos que os simplesmente clorados e mais tóxicos que os sem cloração; e
- descloração completa removeu a toxicidade do cloro.

³¹ TSAI, C. F. Effects of chlorinated sewage effluents on fishes in Upper Patuxent River. Maryland: Chesapeake Sci., 1968. Citado por WHITE (1999)

³² ESVELT, L. A., et al. Toxicity assessment of treated municipal wastewaters. In: 44 th Annual Conf. Of the WCCF. San Francisco, 1971. Citado por WHITE (1999)

Também em 1971, o departamento de águas naturais de MICHIGAN, conduziu 4 estudos separadamente, em diferentes estações de tratamento de esgoto e concluiu que concentrações de 0,023 mg/l foram letais para 50% das trutas arco-íris e 0,1 mg/L para o peixe-palhaço, espécies usadas nas pesquisas. Outra investigação demonstrou que o uso da ortodolidina, como método para mensurar o residual de cloro, no controle da desinfecção das ETE's, favoreceu a leitura equivocada na medição do residual de cloro. O erro na mensuração do residual de cloro, levou os operadores a clorar os efluentes, com dosagens maiores do que as requeridas na desinfecção. A super cloração resultou numa maior mortandade de peixes a jusante do lançamento no Rio James (Virgínia), situado na região controlada pela pesquisa.

Outro caso envolvendo morte de peixes, foi pesquisado no rio Sacramento na Califórnia, a jusante de um lançamento de esgoto tratado e imediatamente suspeitado ter sido induzido pela cloro. No estudo as agências regulamentadoras de proteção ao meio ambiente, conduziram amostras da biomassa do rio, para determinar a causa do problema. Foi coletado água do rio em vários pontos abaixo e no lugar da descarga foi coletado material depositado no leito. O salmão rei, utilizado nas pesquisas, foi solto na água do rio coletada a 50 m a montante da correnteza da pluma do efluente e na pluma a aproximadamente 35, 70 e 100 m a jusante da descarga. Todos os peixes do teste morreram após 14 horas de exposição e só os que foram soltos na água coletada a montante sobreviveram. O total de cloro residual mensurado durante o período do teste foi de 0,2 a 0,3 mg/L. Presumiu-se à partir dos resultados, que a causa da morte foi a toxicidade do residual de cloro no esgoto lançado no corpo receptor.

Provavelmente o estudo mais compreensível sobre a toxicidade do residual de cloro para a vida aquática nos corpos receptores, foi reportado em 1975, por ARTUR et al.³³, citado por WHITE (1999). Os sistemas de desinfecção sob investigação, que utilizavam cloro e ozônio, foram capazes de produzir um efluente

³³ ARTHUR, J. W. Comparative toxicity of sewage effluent disinfection freshwater aquatic life. Citado por WHITE (1999)

com níveis de coliformes menores do que 1000 NMP/100 mL. Todos os estudos foram em rios de água doce, portanto peixes e invertebrados foram incluídos. A pesquisa mostrou que o efluente clorado foi mais letal que o efluente ozonizado ou clorado e desclorado, confirmando as observações prévias dos investigadores, de que os peixes foram mais sensíveis que os invertebrados nos testes com efluentes clorados.

Os franceses realizam um diferente e interessante controle no Rio Sena, com equipamentos destinados a mensurar a velocidade de deslocamento dos peixes correnteza acima. Quando eles observam que os peixes diminuem a velocidade do nado, comunicam imediatamente os operadores dos sistemas de tratamento de esgoto que estão à montante do ponto monitorado pelo equipamento, que provavelmente uma descarga ofensiva ocorreu e providências devem ser tomadas de imediato (WHITE, 1999).

Com a recomendação do uso de cloraminas para controle de THM na desinfecção da água e a formação destas na desinfecção de afluentes sanitários ricos em nitrogênio, tem aumentado significativamente a presença deste composto nas águas de superfície, cuja toxicidade já foi observada. O estudo descrito por PASTERNAK et al. (2003), traz importante informação sobre os efeitos das cloraminas ao meio aquático. Ressaltando os enfoques da pesquisa nos efluentes sanitários, os autores se basearam em dados levantados entre 1995 e 1996, nos lançamentos nos corpos receptores e concluíram que a maior fonte de contaminação de cloraminas nas águas de superfície do Canadá é por esgoto tratado, seguido da água tratada e os efluentes industriais em escala bem menor e menos importante. Os autores comprovam a toxicidade das cloraminas e do cloro residual, concluindo também que o esgoto não desinfetado é menos prejudicial à vida aquática do que o clorado e desclorado e este, menos tóxico do que o clorado que não sofreu descloração.

O trabalho apresentado por BLATCHLEY et al.(1997), faz uma comparação entre alguns processos de desinfecção de esgoto tratado, afirmando que quanto a toxicidade para a vida aquática, o resultado da cloração/ descloração é mais prejudicial que ozônio, classificando os efluentes tratados com ultravioleta a melhor opção.

Em resumo, pode ser observado que a diversidade de pesquisas que comparam os subprodutos resultantes da desinfecção e a forma como estes se comportam no meio ambiente, tem levados os países mais desenvolvidos a reverem as suas legislações que foram criadas há décadas e avaliarem cada vez melhor a **necessidade da desinfecção**.

2.4.5.13 Técnicas de detecção

A determinação da concentração de THM's em amostras de água, tem sido realizada por cromatografia gasosa, conforme método 5710 descrito em APHA (1998).

Estão ainda em estudos métodos de análise por reação colorimétrica que apresentem suficiente sensibilidade para detectar os THM's, conforme indica ZARPELON e OLIVEIRA (2002). Alternativas à cromatografia gasosa estão sendo pesquisadas com sucesso, como o estudo relatado por BORGES et al. (2002), sugerindo o método MIMS, do inglês *Membrane Introduction Mass Spectrometry*. Segundo o pesquisador, neste método pode ser ressaltado a simplicidade, rapidez, alta repetibilidade além da sensibilidade, que supera a cromatografia gasosa para análises desta classe de compostos.

2.4.5.14 Descloração

Aduzem METCALF & EDDY (1991), que a descloração consiste em eliminar totalmente o cloro residual combinado que se forma durante a cloração. O objetivo principal é reduzir os efeitos tóxicos dos efluentes clorados sobre a fauna e a flora do corpo receptor.

Os redutores sugeridos em USEPA (2000b) são: dióxido de enxofre, metabisulfito de sódio ou bissulfito de sódio, ou ainda por adsorção em carvão ativado. Dióxido de enxofre (SO₂), é um gás corrosivo, odor penetrante e não inflamável.

Quando os sais de sulfito ou dióxido de enxofre dissolvidos na água, os compostos de enxofre em meio aquoso, se apresentam em estado +4 S(IV) de oxidação (HELZ e NWEKE, 1995³⁴, citados em USEPA, 2000 b).

O gás de dióxido de enxofre é o composto mais difundido, utilizado nas estações de médios e grande porte (CHEREMISSINOFF et al., 1981) dos Estados Unidos e Canadá, nos sistemas de tratamento de água que exigem altas doses de cloro porque são esteticamente desagradáveis aos consumidores e por vezes indesejáveis em processos industriais.

Nos Estados Unidos, trata-se de uma norma imposta a duas décadas, a qual leva em conta o tipo de corpo receptor e/ou uso do efluente tratado. Os efeitos dos compostos clorados formados durante a desinfecção, indesejáveis ao meio ambiente serão abordados adiante.

³⁴ HELZ, G.R. e NWEKE, A. C. Incompleteness of wastewater dechlorination. *Environmental Science and Technology*. Vol.29, 1018-1022, 1995.

2. 5 AVALIAÇÃO CRÍTICA DOS PROCESSOS DE DESINFECÇÃO

Como pode ter sido observado ao longo do texto, dentre as opções de desinfecção, prós e contras são citados em todos os processos, sendo o cloro considerado ainda a melhor opção como agente oxidante. O quadro 2.26, resume os principais tópicos.

QUADRO 2.26 - APLICABILIDADE DAS PRINCIPAIS ALTERNATIVAS DE DESINFECÇÃO

Parâmetro	Cloração com Cl ₂	Cloração e descloração	Dióxido de cloro	Ozônio	Ultravioleta
Tamanho da estação	Todos os tamanhos	Todos os tamanhos	Pequeno a médio	Médio a grande	Pequeno a médio
Nível de tratamento requerido antes da desinfecção	-	-	Secundário	Secundário	Secundário
Confiabilidade dos equipamentos	Boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa	Razoável a boa
Controle do processo	Bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido	Razoavelmente bem desenvolvido
Complexidade relativa da tecnologia	Simples a moderada	Moderada	Moderada	Complexa	Simples a moderada
Preocupação com a segurança	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Efeito bactericida	Bom	Bom	Bom	Bom	Bom
Efeito virucida	Ruim	Ruim	Bom	Bom	Bom
Toxicidade para os peixes	Tóxico	Não tóxico	Tóxico	Não esperada	Não tóxico
Subprodutos prejudiciais	Sim	Sim	Sim	Não esperados	Não
Persistência do residual	Longa	Não	moderada	Não	Não
Tempo de contato	Longo	Longo	Moderado a longo	Moderado	Curto
Contribuição para o oxigênio dissolvido	Não	Não	Não	Sim	Não
Reação a amônia	Sim	Sim	Não	Sim (com pH elevado)	Não
Remoção de cor	Moderada	Moderada	Sim	Sim	Não
Aumento de sólidos dissolvidos	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Dependência do pH	Sim	Sim	Não	Pequena (pH elevado)	Não
Sensível operação e manutenção	Mínima	Moderada	Moderada	Elevada	Moderada
Corrosivo	Sim	Sim	Sim	Sim	Não

FONTE – Adaptado de CHERNICHARO et al.(2001)

A seguir, a opinião de alguns profissionais da área:

“Em resumo, as pesquisas parecem indicar que a substituição do desinfetante talvez não seja a solução mais recomendada ou mesmo prudente para eliminar os THM's, ou seja, não se pode incorrer no risco de substituir um problema por outro. A substituição do cloro por outro desinfetante da água pode trazer muito mais riscos do que benefícios, pois, deve-se ter em conta que a queda das doenças transmissíveis pela água somente foi alcançada com o emprego da técnica da cloração.”(ZARPELON e RODRIGUES, 2002).

2.6 LEIS E NORMAS

No Brasil, com o atraso de quase 100 anos no desenvolvimento de pesquisas e/ou tecnologias próprias para desinfecção de efluentes sanitários, observa-se que a legislação vigente não está aproveitando a experiência vivida nos países desenvolvidos que hoje contabilizam o prejuízo causado às águas de superfície, pelo lançamento de águas residuárias desinfetadas repletas de compostos tóxicos. Nos países onde há um século se pratica a desinfecção de efluentes domésticos, atualmente se discute a necessidade ou não deste procedimento. No Brasil, em contrapartida, ainda se discute de que forma tudo deve ser desinfetado.

A Lei Federal nº. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, juntamente com a medida provisória nº 1.710, de 7 de agosto de 1998, definem prazos e diretrizes para que os agentes poluidores (pessoas físicas ou jurídicas), já instalados ou em fase de construção, lancem os efluentes produzidos com as mesmas características do corpo receptor, conforme normativos vigentes (Resolução do CONAMA nº. 20, de 16 de julho de 1986).

Considerando que discorrer sobre o texto total da Resolução do CONAMA 20/86 não seria conveniente no caso desta pesquisa, apenas alguns comentários serão efetuados.

A norma agrupou as águas do território nacional em águas doces (salinidade < 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05 e 3%) e salinas (salinidade > 3%). Em função do uso, foram criadas nove classes de qualidade. As águas classificadas nas Classes Especial, 1, 2, 3 e 4, referem-se às águas doces, as Classes 5 e 6 referendam-se às águas salinas e as Classes 7 e 8 às águas salobras. Os padrões de qualidade são expressos na forma dos padrões do corpo d'água (conforme sua classificação) e dos padrões de lançamento (padrões de emissão, independentes da classe do corpo receptor).

A norma recomenda ainda; que os órgãos ambientais estaduais podem adotar a mesma classificação das águas e os mesmos padrões de lançamento por ela

fornecidos ou complementá-los, ou ainda aplicar padrões mais restritivos.

Todos os rios definidos como classe 2 podem ser destinados à irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, bem como utilizados para criação de peixes e moluscos destinados ao consumo humano. A classe 3 contempla as características determinadas para águas destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras e à dessedentação de animais. Vale ressaltar que a maioria dos rios do Paraná, estão enquadrados nas classes 2 e 3 da Resolução CONAMA 20/86.

Quanto a regulamentação de lançamento de subprodutos da desinfecção, a norma não é clara e os parâmetros adotados, são os estabelecidos pela Portaria Federal no 1.469, de 29 de dezembro de 2000 do Ministério da Saúde, que determina as normas e os padrões de Potabilidade da Água destinada ao Consumo Humano. A referida portaria fixa valores máximos para desinfetantes e produtos secundários da desinfecção, conforme quadro 2.27. Observar que os ácidos haloacéticos não estão incluídos e só as monocloramias possuem valores máximos estipulados.

QUADRO 2.27 - DESINFETANTES E PRODUTOS SECUNDÁRIOS DA DESINFECÇÃO CONFORME PORTARIA N.º 1469, DE 29 DE DEZEMBRO DE 2000

PRODUTO	VALOR MÁXIMO EM mg/L
Bromato	0,025
Clorito	0,2
Cloro livre	5,0
Monocloramina	3,0
2,4,6 Triclorofenol	0,2
Trihalometanos Total	0,1

FONTE – MINISTÉRIO DA SAÚDE

Os trabalhos desenvolvidos por VON SPERLING e NASCIMENTO(1999a e 1999b), relacionados a Resolução CONAMA 20/86, avaliam características metodológicas, discutem parâmetros e taxas adotadas nos diferentes estados da federação, destacando as divergências de interpretação e a necessidade de revisão da mesma.

Segundo o Eng. Roberto Monteiro³⁵, o CONAMA 20/86, foi elaborado visando ser um instrumento de gestão de recursos hídricos, em função dos seus usos, mas acabou se transformando, na prática, em uma norma de controle de lançamento de efluentes e, essa distorção é que está motivando a sua revisão. A ata da segunda reunião, para revisão da referida norma, discorre sobre vários pontos divergentes, porém, serão aqui apontados apenas aqueles que envolvem o tema desta pesquisa, sendo eles:

- quanto ao lançamento de efluentes no solo (Art. 17), houve polêmica sobre o assunto devido a infiltração no solo, inclusive sobre a abrangência ou não da norma sobre águas subterrâneas e o assunto ficou sem definição até aquela data.
- quanto a investigação dos sedimentos e da biota aquática (Art. 12 paragr. 2), corrige o texto da norma para “as possíveis interações entre substâncias podem (antes devem) ser investigadas e, quando forem, devem ser por meio de ensaios ecotoxicológicos ou toxicológicos.
- quanto a presença de fósforo e nitrogênio (Art. 13, paragr. 2), ficou decidido que devem ser definidas as formas e o meio de controle nos efluentes, visando evitar a eutrofização dos reservatórios.
- quanto ao controle de lançamento de efluentes (Art. 21), o assunto foi amplamente discutido, e no que diz respeito a tecnologia de tratamento, capacidade de diluição e de depuração do corpo receptor, etc., o artigo da norma foi aprovado sem alteração e deverá voltar à pauta.
- quanto a zona de mistura (Art. 23, paragr. 2), a questão foi tão polêmica que todos os itens ficaram para serem desenvolvidos posteriormente.

³⁵ Engenheiro da Secretaria de Recursos Hídricos do MMA, foi um dos responsáveis pela elaboração da resolução CONAMA 20/86 e atualmente coordena um grupo empenhado na revisão da referida norma. O grupo é composto de mais de 30 pessoas, membros das grandes instituições envolvidas com saúde e meio ambiente no país (IBAMA, MMA, SABESP, PETROBRÁS, FUNASA, Min. da Saúde, CETESB, ANA entre outros). Ata da reunião de 12 e 13 de novembro de 2002, do CONAMA, revisão da Resolução 20/86.

Salientamos que o Art. 21, da norma, provoca várias interpretações nos diversos órgãos estaduais de controle de poluição, e, como exemplo citamos:

- No estado do Paraná, o IAP (órgão fiscalizador) não aprova lançamento de efluentes domésticos que não sejam advindos de estações de tratamento de esgoto dotadas de desinfecção. Esta prática desconsidera o poder de depuração dos corpos receptores, detendo-se apenas na desinfecção pura e simples, para livrar o meio ambiente (corpos receptores) dos organismos patogênicos, sem avaliar o impacto da formação dos subprodutos da desinfecção, já que nenhum processo está livre de falhas no resultado.
- No estado da Paraíba, o Eng. Virgílio Gadelha Pinto³⁶, da SUDEMA (órgão fiscalizador) comenta que atualmente a preocupação está direcionada em coletar todo o esgoto produzido, tratar todos os efluentes coletados adequadamente, estando a desinfecção, postergada a outro estágio mais adiante, face a realidade do saneamento no estado. Os engenheiros prof. José Reynolds Cardoso de Melo³⁶ (CAGEPA/UFPB) e Roberto Nelson Nunes Rodrigues³⁶ (FUNASA), partilham da mesma premissa. Essa opinião é suportada por um trabalho da SUDEMA, em conjunto com a CAGEPA e UFPB, provando que a capacidade de depuração do estuário do rio Paraíba, suplanta o prejuízo que os subprodutos da cloração podem causar ao meio aquático. Esse trabalho tem servido de contraponto à discussão, pois mostra que a desinfecção pode ser desnecessária e imprópria em alguns casos.
- Na cidade de Curitiba, tramita na Câmara Municipal, há um ano, o Projeto de Lei nº 05.00107.2002, no qual o vereador autor discorre

³⁶ Contatos pessoais em 24, 25 e 26 de março de 2003, respectivamente na SUDEMA, CAGEPA e FUNASA em João Pessoa, Paraíba.

sobre a implantação de um sistema alternativo de coleta e tratamento de esgoto doméstico, em áreas desprovidas de rede coletora pública. Tal Projeto de Lei poderia ser bastante útil, para a proteção do meio ambiente, desde que não viesse acompanhado de vários equívocos na interpretação da NBR-13969 (Tanques Sépticos – Unidades de tratamento completar e disposição final de efluentes líquidos – Projeto, construção e operação) e conclusões infundadas. Lê-se no texto do Projeto de Lei: “O sistema proposto que consiste de fossa séptica, filtro anaeróbio e caixa de cloração vem sendo praticado na nossa capital (Curitiba), com sucesso, pois não causa nenhum impacto no meio ambiente, e aprovado pela ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas”. Com relação ao texto do referido Projeto de Lei, vale ressaltar que:

- a referida norma no artigo 4.6 **sugere** a desinfecção com o uso de cloro e ressalta que deve ser feita de forma criteriosa, compatível com a classe do corpo receptor; e
- não existem dados seguros da aplicação de tal sistema, com garantias de que não causam nenhum dano ao meio ambiente.

Estes exemplos denotam a diversificação de propósitos e prioridades com referência a realidade do saneamento básico no país e não deixam dúvida de que os normativos vigentes, estão longe de atingir um equilíbrio entre contaminação e a proteção do meio ambiente.

O País conta com vasta legislação que normatiza o uso, a exploração e a proteção das águas, fauna e flora. As mais importantes e que devem ser conhecidas dos profissionais que trabalham na área de saneamento básico e meio ambiente, foram agrupadas em dois quadros, separados por atuação federal e estadual. Os quadros trazem as Leis por ordem crescente de ano de publicação, acompanhadas pelas respectivas alterações, o tema básico que trata cada uma das leis, o assunto de forma objetiva e algumas observações pertinentes ao assunto ou o que deve ser verificado em

casos específicos.

QUADRO 2.28 – LEGISLAÇÃO FEDERAL REFERENTE ÀS ATIVIDADES QUE ENVOLVEM SANEAMENTO BÁSICO E MEIO AMBIENTE

Documento	Tema	Assunto	Observações
Lei 4.771/65 – alterada pela Lei 9.985/00 - alterada pela Medida Provisória 2.080-59/01	Flora	Institui o Código Florestal e proíbe a execução de desmates em áreas de preservação permanente sem autorização do órgão competente	Para conhecimento. Lei Estadual 11.054/95
Lei 5.318/67	Saneamento	Institui a Política Nacional de Saneamento. Estabelece, dentre os objetivos da mesma, o controle da poluição ambiental.	Para conhecimento e uso quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Lei 6.938/81 alterada pela Lei 9.960/00 alterada pela Lei 9.985/00 alterada pela Lei 10.165/00	Poluição/Licenciamento/Recursos Ambientais	Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Proíbe a poluição e obriga o licenciamento. Institui a Taxa de Fiscalização Ambiental - TCFA	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. O licenciamento e a fiscalização do empreendimento são de competência estadual. Lei Estadual 7.109/79 e Decreto Estadual 857/79. Obrigatoriedade de recolhimento da TCFA suspenso por medida liminar. Regulamentado pelo Decreto Federal 99.274/90
Lei 7.347/85 alterada pela Medida Provisória 2.102 – 27/01	Dano ambiental	Disciplina a Ação Civil Pública de Responsabilidade por danos causados ao meio ambiente	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Lei 7.802/89 alterada pela Lei 9.974/00	Agrotóxicos	Dispõe sobre os agrotóxicos, seus componentes e afins.	Para conhecimento.
Lei 9.433/97 alterada pela Lei 9.984/00	Recursos Hídricos.	Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos / Condiciona a captação de águas públicas federais à outorga da União / Institui a cobrança pelo uso da água	Portaria DNAEE 287/95. Regulamentado parcialmente pelo Decreto Federal 2.612/98 e Inst. Normativa M.M.A 04/00 Para conhecimento e uso quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Lei 9.605/98 alterada pela Lei 9.985/00 alterada pela Medida Provisória 2.073 – 33/01	Crime Ambiental	Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente	Para conhecimento e observação da responsabilidade à qual o projetista está envolvido. Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Lei 9.795/99	Educação Ambiental.	Dispõe sobre a Educação Ambiental. Determina às empresas a instituir programas visando a capacitação dos trabalhadores em meio ambiente	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Lei 9.984/00 alterada pela Portaria MMA 60/01	Recursos Hídricos	Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de Coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 79.367/77	Água	Dispõe sobre normas e o padrão de potabilidade da água e dá outras providências.	Padrão de potabilidade da água determinado pela Portaria do Ministério da Saúde n.º 36/90. Para conhecimento e uso quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 96.044/88	Transporte de Produtos Perigosos	Aprova o Regulamento do Transporte Rodoviário de Produtos Perigosos	Complementado pela Portaria do Ministério do Transporte 204/97 Para conhecimento, lembrando do uso de produtos químicos em SAA e possivelmente em SES e outros efluentes.
Decreto 99.274/90	Licenciamento / Poluição / Punições	Regulamenta as leis federais 6.938/81 e 6.902/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente e obriga o licenciamento e proíbe a poluição.	Atividades licenciadas e fiscalizadas pelo órgão estadual, nos termos da Lei estadual 7.109/79 e Decreto Estadual 857/79. Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 99.280/90 com redação alterada pelos decretos 181/91, 2.679/98 e 2.699/98	CFC / Ar	Promulga a Convenção de Viena sobre a Proteção da Camada de Ozônio e o Protocolo de Montreal sobre substâncias que destroem a camada de ozônio.	Para conhecimento. Obrigações previstas na Portaria IBAMA 29/95 e na Resolução CONAMA 267/00. Lembrando que alguns produtos utilizados no tratamento de água e esgoto podem estar enquadrados nesta lei.
Decreto 2.612/98	Recursos Hídricos	Regulamenta, parcialmente, a Lei 9.433/97 no que se refere ao Conselho Nacional de Recursos Hídricos.	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. A aplicabilidade da Lei depende de outras regulamentações.
Decreto 3.179/99 alterado pela	Crime ambiental	Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às condutas e atividades lesivas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e

Instrução Normativa IBAMA 03/00		ao meio ambiente.	operação unidades de saneamento básico.
Portaria MINTER 53/79	Resíduos Sólidos	Estabelece normas para disposição de resíduos sólidos e proíbe a utilização do solo como destinação final de resíduos.	Obrigação prevista na Legislação Estadual 12.493/99 Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Portaria MINTER 124/80	Água / Licenciamento	Exige a licença ambiental e sistema de contenção para as atividades poluidoras, situadas a menos de 200 metros dos cursos d'água.	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. Observar se as atividades poluidoras situadas a menos de 200 metros de cursos d'água têm licença ambiental e propor sistema de contenção/tratamento para caso de acidente.
Portaria Ministério da Saúde 36/90 substituída pela Portaria do Ministério da Saúde 1.469/00	Água	Estabelece os padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano	Para conhecimento e uso quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Portaria Ministério dos Transportes 204/97	Transporte de Produtos Perigosos	Dispõe sobre o transporte rodoviário e ferroviário de produtos perigosos	Para conhecimento, lembrando do uso de produtos químicos em SAA e possivelmente em SES e/ou outros efluentes.
Portaria IBAMA 113/97	Recursos Ambientais	Dispõe sobre o Cadastro Técnico Federal de atividades potencialmente poluidoras e/ou utilizadoras de recursos ambientais	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CONAMA 01/86	EIA-RIMA	Dispõe sobre a elaboração de Estudo de Impacto Ambiental – EIA e Relatório de Impacto Ambiental - RIMA	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CONAMA 06/86	Licenciamento	Dispõe sobre a publicação das licenças ambientais	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CONAMA 20/86 alterada pela Resolução CONAMA 274/00	Recursos Hídricos	Dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas, em todo o território nacional, bem como determina os padrões de lançamento	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. O efluente do tratamento lançado no corpo receptor atende as exigências da norma? Ou, verificar se está sendo realizado o monitoramento de todos os parâmetros do efluente, solicitados pelo órgão ambiental.
Resolução CONAMA 09/87	Audiência Pública	Dispõe sobre a realização de audiências públicas	Para conhecimento
Resolução CONAMA 05/88	Licenciamento	Dispõe sobre o licenciamento das obras de saneamento, para as quais seja possível identificar as modificações ambientais significativas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. As atividades são licenciadas pelo IAP, nos termos da Lei Estadual 7.109/79 e Decreto Estadual 857/79
Resolução CONAMA 13/90	Unidades de Conservação	Estabelece a obrigatoriedade do licenciamento ambiental para as atividades situadas num raio de 10Km das Unidades de Conservação	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CONAMA 02/96	Unidades de Conservação	Dispõe sobre a criação de Unidade de Conservação como condicionante do licenciamento de empreendimento de relevante impacto ambiental	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CONAMA 237/97	Licenciamento	Dispõe sobre licenciamento ambiental e estabelece prazo para concessão e validade das licenças ambientais	Para conhecimento. Atividades licenciadas pelo Órgão Estadual, nos termos da Lei Estadual 7.109/79 e Decreto Estadual 857/79
Resolução CNRH 05/00	Recursos Hídricos	Dispõe sobre o funcionamento dos comitês de bacias hidrográficas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CNRH 13/00	Recursos Hídricos	Dispõe sobre a coordenação dos órgãos e entidades federais cujas atribuições ou competências estejam relacionadas com a gestão de recursos hídricos pela Agência Nacional de Águas - ANA	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CNRH 14/00	Recursos Hídricos	Dispõe sobre a forma que deverão ser conduzidos os procedimentos de indicação dos respectivos representantes, titulares e suplentes, dos conselhos estaduais, dos usuários e das organizações civis de Recursos Hídricos no Conselho Nacional de Recursos Hídricos - CNRH	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução CNRH 15/00	Recursos Hídricos	Dispõe sobre a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos, e dá outras providências	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Instrução Normativa MMA 04/00	Água	Aprova os procedimentos administrativos para emissão de outorgas de direito de uso de recursos hídricos em corpos d'água de domínio da União, Regulamenta a Lei Federal 9.433/97	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.

QUADRO 2.29 – LEGISLAÇÃO ESTADUAL REFERENTE ÀS ATIVIDADES QUE ENVOLVEM SANEAMENTO BÁSICO E MEIO AMBIENTE

Documento	Tema	Assunto	Observações
Decreto 5.316/74	Recursos Hídricos	Regulamenta a Lei 6.513/73 que dispõe sobre a proteção dos recursos hídricos e estabelece padrões para lançamento de efluentes	Verificar se os lançamentos em cursos d'água estão autorizados mediante licenças ambientais? Verificar se os sistemas de tratamento de efluentes atendem as exigências do licenciamento?
Decreto 3.641/77	Código Sanitário	Dispõe sobre o Código Sanitário do Estado	Verificar se a viabilidade técnica dos projetos hidro-sanitários obedece aos critérios estabelecidos pelo Código Sanitário do Estado.
Decreto 857/79 alterado pelo Decreto 2.630/88	Licenciamento e Autuação	Regulamenta a Lei 7.109/79 que institui o Sistema de Proteção do Meio Ambiente, obriga o licenciamento e estabelece procedimentos para multas e autuações	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. Complementada pela Resolução SEMA 31/98
Decreto 2.320/93	Sanções Administrativas	Dispõe sobre as sanções administrativas decorrentes de infrações à legislação ambiental	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 2.314/00	Política Estadual de Recursos Hídricos	Regulamenta o Conselho Estadual de Recursos Hídricos	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 2.315/00	Política Estadual de Recursos Hídricos	Regulamenta o processo de instituição de Comitês de Bacias Hidrográficas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 2.316/00	Política Estadual de Recursos Hídricos	Regulamenta a participação de organizações civis de recursos hídricos	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Decreto 2.317/00	Política Estadual de Recursos Hídricos	Regulamenta competências da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos –SEMA, como órgão executivo gestor e coordenador central do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Resolução SEMA 31/98	Licenciamento	Dispõe sobre o licenciamento ambiental e as autorizações de desmate. Detalha procedimentos para requerer licenças e autorizações	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Portaria SUREHMA 20/92	Recursos Hídricos	Enquadra cursos d'água da bacia do Rio Iguaçu	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico. Verificar se o tratamento do efluente lançado no corpo receptor está de acordo com a classe do Rio e/ou se é realizado o monitoramento de todos os parâmetros do efluente, solicitados pelo órgão ambiental.
Portaria SUDERHSA 05/96	Água	Dispõe sobre a autorização para captação de águas subterrâneas profundas para fins de uso e consumo humano	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Portaria SUDERHSA 20/96	Água	Dispõe sobre a autorização para uso e derivação de águas públicas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Portaria SUDERHSA 20/99	Água	Dispõe sobre a autorização para uso e derivação de águas públicas	Para conhecimento, uso e/ou observação quando for o caso de projeto, ampliação, implantação e operação unidades de saneamento básico.
Termo de Compromisso Esgoto firmado entre SANEPAR e IAP	Adequação da qualidade do efluente	Obrigações relativas a: 1.Adequação dos efluentes das ETEs aos padrões vigentes; 2.Disposição adequada do lodo; 3.Desativação de unidade antiga	
Termo de Compromisso Água firmado entre SANEPAR e IAP	Adequação da qualidade do efluente	Obrigações relativas a implantação de sistema de tratamento e disposição final de resíduos da ETA (lodo)	

3 ESTUDO DE CASO

Com o intuito de pesquisar uma unidade de tratamento de esgoto (ETE), com processo de tratamento difundido no estado, alguns parâmetros básicos foram estipulados na escolha, levando em conta que em Curitiba e região metropolitana, não há nenhuma ETE utilizando cloro na desinfecção, que pudesse viabilizar uma pesquisa em escala real.

Lembrando, os objetivos deste trabalho são:

- Avaliar a dosagem de cloro satisfatória para desinfecção dos efluentes tratados a nível secundário, de modo a atender os normativos vigentes.
- Avaliar a concentração de subprodutos que possam resultar da cloração, neste caso, os trihalometanos.

Em síntese o efluente a ser pesquisado deveria advir de uma estação de tratamento de esgoto que atendesse os seguintes critérios:

- operar com processo de tratamento primário que representasse o maior número de ETE's do estado, ou seja, anaeróbio;
- efluente tratado também a nível secundário, preferencialmente com representatividade no estado, o qual poderia ser filtro biológico aeróbio ou anaeróbio ou ainda lagoa facultativa, embora a tendência de implantação seja filtro;
- corpo receptor próximo a ETE e com acesso facilitado ao ponto de lançamento, de modo a possuir o menor número de interferências como poços de visita, canais extensos, emissários, elevatórias, etc.
- estar próxima aos laboratórios onde seriam realizadas as análises, evitando ao máximo problemas com transporte e deslocamento que pudessem causar alteração nas amostras (temperatura, tempo de deslocamento, etc.)
- ETE monitorada pela SANEPAR e com controle operacional diário, ou

seja, funcionário com tempo integral, específico para operação e controle.

3.1 ESCOLHA DA ETE

Dentre as alternativas das ETE's na região, em consenso com a SANEPAR, optou-se pela ETE Colombo- Sede, que atende a todos os requisitos preestabelecidos.

De acordo com a Resolução nº 20 do CONAMA, o córrego que recebe os efluentes, está enquadrado na Classe 2 e deve conter, a nível de contaminação biológica, as seguintes taxas: 5.000 NMP/100 mL de coliformes totais e 1000 NMP/100 mL de coliformes fecais (termotolerantes).

Considerando que todas as unidades de desinfecção são implantadas, após tratamento secundário³⁷, ou seja, entre o corpo receptor e a unidade de tratamento secundário, foi definido que o ponto de coleta do efluente a ser pesquisado deveria estar localizado neste trecho.

3.2 DESCRIÇÃO DA ETE COLOMBO

A ETE Colombo, foi construída pela SANEPAR, tendo entrado em operação em dezembro de 2.001. Esta unidade encontra-se instalada na sede do município de Colombo, atendendo a região central da cidade e bairros próximos. Daí o nome específico utilizado pela SANEPAR, ETE Colombo- Sede, devido a extensão do município, que conta com outros bairros sendo atendidos por outros sistemas. Os quadros de vazão, população de atendimento, carga de DBO, procedimentos operacionais e de manutenção, foram retirados do projeto da ETE, como também os

³⁷ Situação mais comum no país, embora não seja uma regra na literatura nacional ou internacional, mas o mais recomendado. (CHERNICHARO et al., 2001; QASIM,1999). Lembrar que quando se trata de unidades de desinfecção, no caso do cloro, a decloração também deverá estar incluída neste trecho, antes do lançamento.

dados utilizados para cálculo e dimensionamento das unidades de tratamento. Foram acrescentadas a esta descrição, elementos observados no local e informações obtidas junto a outros setores os quais serão elucidados no decorrer do texto.

3.2.1 Informações Gerais

Em função da topografia, o sistema de coleta, afastamento e tratamento do esgoto sanitário produzido na área em questão, conta com 2 (duas) estações elevatórias para reversão de bacias e 1(uma) estação elevatória final localizada na área da ETE, destinada a recuperação de nível. A ETE foi concebida por processo anaeróbio e conta com unidade de tratamento preliminar (grade e desarenador), primário (RALF) seguido de filtro (Filtro Biológico Anaeróbio).

3.2.1.1 Características e vazões dos esgotos efluentes a ETE

Os esgotos de Colombo são tipicamente domésticos e apresentam vazões, cargas e concentrações, conforme quadro 3.1 a seguir.

QUADRO 3.1 - VAZÕES, CARGAS E CONCENTRAÇÕES DE DBO AFLUENTES À ETE

ANO	POP. ESGOT. Hab.	VAZÃO DOM. (L/s)		VAZÃO DE INFILTR(1) L/s	VAZÃO Q L/s	ESG. (L/s) Qmax. L/s	SANIT. Qproj. (3)	DBO (2)	
		Qdom. L/s	Qmáx.dom L/s					kg/dia	mg/L
1992	1.188	1,32	2,38	2,97	4,29	5,35	2,81	64	173
1996	3.764	4,39	7,90	7,72	12,11	15,62	8,25	203	194
2000	5.912	7,12	12,81	10,94	18,06	23,75	12,59	319	204
2002	7.191	8,92	16,06	12,94	21,86	29,00	15,39	389	206
2006	9.064	11,92	21,45	14,05	25,97	35,50	18,95	490	218
2012	11.689	16,23	29,22	14,61	30,84	43,83	23,54	635	237
Satur	12.011	16,68	30,02	14,71	31,39	44,73	24,03	649	239

(1) Vazão de infiltração → adotado 0,5 L/s x km.

(2) Contribuição de DBO → adotado 54 g DBO/hab. X dia

(3) Vazão para dimensionamento do RALF

Para dimensionamento das unidades de tratamento, RALF e FA, a SANEPAR considera como vazão média de projeto a soma da vazão média de esgoto doméstico com metade da vazão de infiltração. Nestes casos, a vazão média de projeto da ETE para 2012 será de 23,54 L/s, resultando em uma concentração de DBO de 237 mg/L. Para a época de saturação a vazão média de projeto da ETE será de 24,03 L/s e a concentração de DBO será de 239 mg/L.

O NMP de coliformes fecais dos esgotos sanitários de Colombo fica na faixa de 10^7 a 10^8 colifecal/100 mL.

3.2.1.2 Estação elevatória EE-B1

Localiza-se próxima ao limite da área de projeto, na rua Padre Francisco Bonato, e destina-se a reversão dos esgotos provenientes da sub-bacia B1 para a sub-bacia A1. O quadro 3.2, a seguir, apresenta as vazões de dimensionamento.

QUADRO 3.2 - VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-B1

Ano	População	Qmáx hor (l/s)	Qmáx total (L/s)	Qmin total (L/s)	Qméd total 50% inf (L/s)	Qméd total 100% inf (L/s)
1992	492	0,98	2,91	2,20	1,51	2,47
1993	516	1,03	2,96	2,22	1,54	2,50
1994	529	1,10	3,03	2,23	1,57	2,53
1995	567	1,18	3,11	2,26	1,62	2,58
1996	595	1,24	3,17	2,27	1,65	2,61
1997	624	1,30	3,23	2,29	1,68	2,64
1998	655	1,36	3,29	2,31	1,72	2,68
1999	687	1,43	3,36	2,32	1,76	2,72
2000	721	1,56	3,49	2,36	1,83	2,79
2001	757	1,64	3,57	2,38	1,87	2,83
2002	795	1,72	3,65	2,41	1,92	2,88
2003	822	1,78	3,71	2,42	1,95	2,91
2004	849	1,84	3,77	2,44	1,99	2,95
2005	878	2,05	3,98	2,50	2,10	3,06
2006	908	2,12	4,05	2,52	2,14	3,10
2007	938	2,19	4,12	2,54	2,18	3,14
2008	970	2,26	4,19	2,56	2,22	3,18
2009	1.002	2,34	4,27	2,58	2,26	3,22
2010	1.036	2,59	4,52	2,65	2,40	3,36
2011	1.071	2,68	4,61	2,67	2,45	3,14
2012	1.108	2,77	4,70	2,70	2,50	3,46
2013	1.109	2,77	4,70	2,70	2,50	3,46

3.2.1.3 Estação elevatória EE-B3

Estabelecida na rua Orlando Secon, próximo ao cruzamento com a rua Sebastião Guarise, destina-se a reversão dos esgotos provenientes da sub-bacia B2 e B3 para a sub-bacia A1. O quadro 3.3 abaixo elencado, mostra as vazões de dimensionamento.

QUADRO 3.3 - VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-B3

Ano	População	Qmáx hor (L/s)	Qmáx total (L/s)	Qmin total (L/s)	Qméd total 50% inf (L/s)	Qméd total 100% inf (L/s)
1992	358	0,72	2,32	1,80	1,20	2,00
1993	370	0,74	2,34	1,81	1,21	2,01
1994	380	0,79	2,39	1,82	1,24	2,04
1995	398	0,83	2,43	1,83	1,26	2,06
1996	411	0,86	2,46	1,84	1,28	2,08
1997	427	0,89	2,49	1,85	1,29	2,09
1998	443	0,92	2,54	1,86	1,31	2,11
1999	458	0,95	2,55	1,87	1,33	2,13
2000	474	1,03	2,63	1,88	1,37	2,17
2001	491	1,06	2,66	1,89	1,39	2,19
2002	557	1,26	2,86	1,95	1,50	2,30
2003	593	1,28	2,88	1,96	1,51	2,31
2004	615	1,33	2,93	1,97	1,54	2,34
2005	637	1,48	3,08	2,01	1,62	2,42
2006	660	1,54	3,14	2,03	1,65	2,45
2007	683	1,59	3,19	2,04	1,68	2,48
2008	708	1,65	3,25	2,06	1,72	2,52
2009	733	1,71	3,31	2,07	1,75	2,55
2010	760	1,90	3,50	2,13	1,85	2,65
2011	787	1,97	3,57	2,15	1,89	2,69
2012	817	2,03	3,63	2,16	1,93	2,73
2013	975	2,43	4,03	2,28	2,15	2,95

3.2.1.4 Estação elevatória EE-F1

Edificada na própria área da ETE, destina-se a recalcar o esgoto bruto de toda a área de contribuição que chega a ETE, para a caixa de recepção, antes do gradeamento. O quadro 3.4, a seguir, exhibe as vazões de cálculo.

QUADRO 3.4 - VAZÕES DE DIMENSIONAMENTO ELEVATÓRIA EE-F1

Ano	População	Qmáx hor (L/s)	Qmáx total (L/s)	Qmin total (L/s)	Qméd total 50% inf (L/s)	Qméd total 100% inf (L/s)
1992	1.188	2,37	17,08	15,37	8,67	16,03
1993	1.539	3,08	17,79	15,56	9,07	16,42
1994	2.250	4,50	19,21	15,96	9,85	17,21
1995	3.303	6,88	21,59	16,62	11,18	18,53
1996	3.764	7,84	22,55	16,89	11,71	19,06
1997	4.253	8,86	23,57	17,17	12,28	19,63
1998	4.774	9,94	24,65	17,47	12,88	20,23
1999	5.326	11,09	25,80	17,79	13,52	20,87
2000	5.912	12,81	27,52	18,27	14,47	21,83
2001	6.533	14,15	28,86	18,64	15,22	22,57
2002	7.191	15,58	30,29	19,04	16,01	23,36
2003	7.889	17,09	31,80	19,46	16,85	24,20
2004	8.263	17,90	32,61	19,68	17,30	24,65
2005	8.654	20,19	34,90	20,32	18,57	25,93
2006	9.064	21,15	35,86	20,58	19,10	26,46
2007	9.491	22,14	36,85	20,86	19,65	27,01
2008	9.937	23,18	37,89	21,15	20,23	27,59
2009	10.404	24,27	38,98	21,45	20,84	28,19
2010	10.890	27,22	41,93	22,27	22,48	29,83
2011	11.282	28,20	42,91	22,54	23,02	30,38
2012	11.689	29,22	43,93	22,83	23,59	30,94
2013	12.011	30,03	44,74	23,05	24,04	31,39

3.2.1.5 Corpo receptor

O corpo receptor dos esgotos de Colombo é um pequeno córrego, sem nome, que praticamente nasce na zona urbana da cidade e é afluente do Rio Atuba. Segundo informações obtidas na Unidade de Hidrogeologia da SANEPAR (USHG), o córrego é formado pelo aquífero Cárstico, tratando-se de uma região de descarga do referido aquífero. A vazão do córrego é sujeita a interferências meteorológicas e climáticas, conforme o comportamento do aquífero que aflora na região. No ponto de lançamento dos esgotos da referida ETE, o corpo receptor é de porte muito pequeno e por interferência do aquífero, apresenta vazões mínimas quase que desprezíveis, em épocas de estiagem.

Este fato implica em baixíssima capacidade de diluição do esgoto tratado, por parte do corpo receptor, o que levou o órgão ambiental responsável, SUREHMA³⁸, a requerer eficiência de 90% no tratamento.

O Rio Atuba, para onde aflui o corpo receptor dos efluentes da ETE Colombo, está enquadrado na classe II, cujos parâmetros de qualidade de água são estabelecidos pela Resolução n.º 20 do CONAMA, de 1986, portanto o córrego em questão, enquadra-se na mesma categoria.

O córrego, a jusante do ponto de lançamento, é utilizado principalmente para irrigação, já que a região é dotada de intensa atividade agrícola.

3.2.2 Unidades de Tratamento da ETE Colombo- Sede

3.2.2.1 Justificativa do processo de tratamento adotado

Todo e qualquer efluente de fonte poluidora deve atender, no mínimo, o Artigo 21 da Resolução n.º 20 de 1986 do CONAMA, o qual praticamente impõe a esgotos sanitários tipicamente domésticos, um tratamento mínimo com eficiência equivalente ao tratamento primário, de modo a apresentar sólidos sedimentáveis inferiores a 1,0 ml/L.

Conforme mencionado, devido a baixíssima capacidade de diluição do corpo receptor ao receber os efluentes, a SUREHMA requereu que o nível de tratamento dos esgotos fossem de pelo menos 90% de remoção de DBO. Desta forma, o tratamento dos esgotos de Colombo deverá apresentar DBO final menor ou igual a 24 mg/L. considera-se aceitável um efluente com DBO menor ou igual 30 mg/L.

No estudo de alternativas para a ETE de Colombo foi definido pela

³⁸ SUREHMA- Superintendência de Recursos Hídricos e Meio Ambiente

SANEPAR a utilização de Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado (RALF), seguido por Filtro Biológico Anaeróbio (FA).

A ETE está constituída de grade, desarenador, RALF e Filtro Biológico Anaeróbio.

Devido a morfologia local da área da ETE e a cota de assentamento do interceptor afluente, a estação elevatória final, denominada anteriormente por EE-F1 que tem a função de recalcar o esgoto bruto para uma cota superior à cota do terreno local, favorecendo um perfil hidráulico adequado à ETE. O lançamento dos efluentes do emissário, são recalcados até a caixa de chegada à montante da grade.

3.2.2.2 Área de implantação da ETE Colombo- Sede

A área onde se encontra implantada a ETE, foi escolhida, tendo em vista disponibilidade da região, a distância da zona urbana e a sua topografia. Esta área dista cerca de 300 m das últimas residências esgotadas, plana e de fácil acesso, à margem direita do córrego receptor.

3.2.2.3 Caixa de chegada

A caixa de chegada, ou de recepção, foi projetada de modo a possibilitar que a tubulação de recalque trabalhe afogada. Para isso a caixa conta duas câmaras, com cotas diferente, sendo a cota de fundo da 1ª câmara rebaixada em relação a segunda provocando um desnível de fundo entre as mesmas.

Em paralelo, como acessório existe uma caixa extravasora com um vertedor regulável para garantir que a vazão afluente do RALF não ultrapassem o limite de 80% da vazão de projeto utilizada no dimensionamento.

3.2.2.4 Grade

O exclusão dos sólidos grosseiros, advindos do afluente, é feita por uma grade de barras de tipo chata, com espaçamento entre barras igual a 1,024 cm, sendo que as mesmas tem seção de $\frac{3}{16}$ "x $1\frac{1}{2}$ ", conforme padrão SANEPAR.

A grade tem largura de 100,0 cm e altura de 120 cm, disposta de forma inclinada no canal, no sentido do fluxo, de forma a facilitar a limpeza.

FOTOGRAFIA 3.1 – GRADE MECÂNICA DE SÓLIDOS GROSSEIROS



3.2.2.5 Desarenador

O desarenador, do tipo ciclônico, dimensionado para vazão de projeto, correspondente à população de saturação. Possui 4,0 m de diâmetro e área de 12,57 m². As demais dimensões da caixa de areia seguem a padronização da SANEPAR e

- Largura = 1,00 m
- Comprimento = 2,35 m
- Altura = variável entre 0,30 e 1,20 m

FOTOGRAFIA 3.2 – CAIXA DE AREIA E DESARENADOR CICLÔNICO AO FUNDO



3.2.2.6 Calha Parshall

Destinada a medição de vazão foi instalada uma calha Parshall em fibra de vidro, obedecendo também aos padrões da SANEPAR. Localizada logo após o canal de aproximação que precede a caixa de areia (afunilamento em direção à calha).

Após a calha Parshall foi executado um divisor de fluxo, onde existem dois vertedores triangulares destinados a distribuição de vazão para os reatores.

3.2.2.7 RALF - Reator anaeróbio de leito fluidizado

O RALF construído é do tipo tronco cônico, cujo projeto e dimensionamento já faz parte do acervo técnico dos projetistas da SANEPAR, conforme experiência relatada na descrição do processo de tratamento anaeróbio. Visando a ampliação do sistema, dois reatores do tipo Módulo XII foram previstos no projeto. Atualmente um deles se encontra edificado e em operação. A descrição da operação do RALF, manutenção e soluções, também foram extraídas do projeto da ETE Colombo- Sede.

O esgoto bruto, já gradeado e desarenado, entra no RALF por gravidade, até a câmara central tipo bandeja, bordas dotadas de vertedores triangulares que proporcionam distribuição uniforme do fluxo, que seguem pelos tubos difusores até o fundo do tanque. O esgoto, com fluxo ascendente no interior do RALF é decomposto biologicamente ao atravessar o manto de lodo bacteriano. O transbordamento ocorre pelos vertedores periféricos, distribuídos ao longo de uma calha externa, disposta na borda superior do RALF. A declividade no fundo da calha, direciona o efluente a um único ponto de coleta, seguindo para o filtro anaeróbio.

A eficiência desejada é de no mínimo 80% e depende da espessura do lodo acumulado, o qual não deve ultrapassar limites preestabelecidos para cada módulo. O volume de lodo recomendado no interior do RALF, equivale aproximadamente ao volume do tronco-cônico situado entre o fundo e 30 cm acima da tubulação de descarga do lodo excedente. O lodo excedente é descarregado por pressão hidráulica no poço de lodo, após abertura da válvula existente na tubulação de descarga, situada no interior do poço. Após descarregado, o lodo deve ser recalcado até o leito de secagem, através de uma elevatória de lodo e linha de recalque. A retirada do lodo deve ser efetuada de 2 a 6 meses, em situações normais de operação, o que ainda não ocorreu, segundo informações do operador.

O processo de tratamento é baseado na ação de bactérias anaeróbias, acumuladas no manto de lodo, que atuam sobre a matéria orgânica contida no esgoto. A maior parte da matéria orgânica é convertida em bolhas de gás, conhecido como

biogás, sendo o gás metano predominante no processo. Os gases produzidos ficam acumulados na parte superior do RALF, coletados por tubulações distribuídas sob a laje de fechamento, direcionando os gases ao ambiente externo, passando por um queimador. Pequena parte, constituída de matéria orgânica e inorgânica, converte-se em materiais estáveis, não digeríveis, que formam o lodo excedente. A remoção é necessária para que o lodo não seja carregado com o efluente tratado. Uma parcela da matéria orgânica é utilizada para a alimentação e reprodução das bactérias anaeróbias, que ficam concentradas no fundo do RALF. Outra parcela, constituída de produtos à base de enxofre, são convertidos em gases sulfurosos, que se desprendem do esgoto, principalmente quando o pH do esgoto é menor do que 7,0, caracterizando as fases acidogênica e metanogênica da digestão anaeróbia..

Nestes casos algumas medidas devem ser tomadas pelo operador:

- acionar o queimador localizado na laje superior do RALF, que é a forma mais simples e usualmente empregada nos RALF's da SANEPAR;
- diminuir a vazão de esgoto que entra no RALF;
- adicionar água de cal ao esgoto afluente ao RALF, mantendo o pH o mais próximo de 7;
- adicionar lodo digerido (removido de outro RALF), caso haja falta de lodo no RALF. Este procedimento geralmente é usado no início do funcionamento de um RALF;
- cloreto férrico pode ser acrescentado à água de cal, pois os gases sulfurosos produzidos na digestão ácida reagem com o ferro formando pirita (sulfato de ferro);
- excluir pontos de aeração (cascadeamento) do efluente tratado, evitando o desprendimento de gases sulfurosos que ocasionam maus odores;
- após a coleta do biogás, induzir passagem do mesmo pelo interior de um tambor contendo uma mistura de cepilho e palha de aço enferrujada, formando piritas na reação dos gases sulfurosos com a ferrugem.

FOTOGRAFIA 3.3 – RALF E FILTRO ANAERÓBIO



3.2.2.8 FA - Filtro biológico anaeróbio

O filtro biológico anaeróbio que compõe o sistema de tratamento, deveria ter sido projetado segundo os parâmetros recomendados pela NBR 7229/93 - Projeto, construção e operação de sistemas e tanques sépticos; porém, teve algumas alterações efetuadas, principalmente com relação à profundidade. Assim como os RALF's, a SANEPAR desenvolveu módulos específicos para faixas de vazão pré-determinada.

O filtro anaeróbio tem capacidade para tratar até 24,03 L/s e foi executado com 21,00 metros de diâmetro e 2,40 metros de profundidade. A eficiência prevista no projeto é de 50%, para um tempo de detenção calculado em aproximadamente 9 horas e meia. O volume total é de 1.168,97 m³ e o volume útil é de 831,26 m³.

Da mesma forma que o RALF, o FA também opera com fluxo ascendente,

que entra pelo centro da unidade, dispersando abaixo da laje intermediária perfurada, que suporta o meio filtrante composto de brita. Uma camada de brita com 1,45 m de espessura trabalha como filtro biológico anaeróbio. O esgoto circula por entre os espaços vazios entre as pedras, num fluxo lento. Sobre a superfície das pedras forma-se um filme de bactérias anaeróbias que digerem o esgoto. Nos espaços vazios entre as pedras se formam flocos soltos, ricos em bactérias anaeróbias, que decompõe o efluente. O lodo em excesso acumulado abaixo da laje intermediária, na laje de fundo, é retirado para o poço de lodo, por uma tubulação com registro na saída. A laje de fundo é inclinada, facilitando a remoção do lodo acumulado.

O efluente tratado é recolhido através de canaletas dotadas de vertedores periféricos, situadas acima da camada de brita. A operação do filtro resume-se apenas na remoção do excesso de lodo acumulado a fim de evitar a colmatação dos furos da laje intermediária, abaixo da camada de brita e dos vazios entre as pedras. A eficiência do FA, depende da operação da unidade de tratamento primário, pois a entrada de sólidos inertes, ao longo do tempo pode colmatar parcial ou totalmente o trajeto normal do líquido, criando fluxos preferenciais ou desviar o efluente para o *bypass* existente. Eventualmente, caso a colmatação não possa ser evitada, deve ser realizada a lavagem das pedras, invertendo-se o fluxo com a abertura do registro do poço de lodo.

3.2.2.9 Leitões de secagem

Os leitões de secagem dimensionados para população de 12.011 habitantes, seguem o cálculo de área necessária equivalente a 0,01 m²/hab. Foram dimensionados 3 módulos de 10 x 5 m, para etapa inicial de operação.

FOTOGRAFIA 3.4 – VISTA DO FILTRO ANAERÓBIO, LEITOS DE SECAGEM AO FUNDO



3.2.2.10 Emissário de lançamento

Saindo do FA, o lançamento no corpo receptor, por gravidade, é feito por uma tubulação de concreto, com diâmetro de 400 mm, com aproximadamente 50m.

3.2.2.11 Obras complementares

A ETE conta ainda com uma sala e banheiro para o operador. Extravadores, proteção da margem do corpo receptor, urbanização e paisagismo complementam o sistema.

3.2.3 Manual de Manutenção da ETE

É de praxe da SANEPAR acompanhar o projeto de um manual de operações, que será comentado superficialmente.

A grade tem a função de reter materiais grosseiros trazidos pelo esgoto e que podem produzir entupimento das tubulações. Deve ser limpa diariamente removendo o material nela retido.

O desarenador tem a função de separar o material inerte e pesado carregado pelo esgoto. Este material não pode ser introduzido no reator (RALF), pois acarretará prejuízos para o seu funcionamento, com difícil remoção do mesmo. Como o desarenador é composto por dois canais de entrada, dotados de comportas, um permanece em operação, enquanto se procede a limpeza do outro. Segundo os parâmetros de projeto, a limpeza deve ser feita de 10 em 10 dias.

A retirada de lodo do RALF, deverá ser acompanhada de um amostrador constituído de um recipiente de aproximadamente 200 ml de capacidade provido de tampa e fixado numa haste com o comprimento correspondente, aproximadamente 70% da altura entre a laje de cobertura e o fundo do reator. A tampa do recipiente deve ser provida de dispositivo que permita abri-la somente depois de submersa na altura desejada. O lodo a ser removido corresponde a camada de lodo homogêneo de cor mais escura (marron-acinzentado) no amostrador.

O volume de lodo a ser retirado, deve ser controlado retirando-se amostras sucessivas na profundidade correspondente a 30% da profundidade total e a partir da superfície do líquido. Interromper a exclusão do lodo assim que se obtenha uma amostra com baixo teor de sólidos sedimentáveis. As escumas (material sobrenadante) não precisam ser removidas a menos que estejam prejudicando a saída de efluente.

Os materiais a serem descartados, removidos do gradeamento, desarenador e lodo, devem ser encaminhados para local adequado. Em Curitiba recomenda-se as lagoas de lodo da ETE BELÉM.

O lodo seco removido será transportado por caminhões para aterro sanitário operados pela Prefeitura Municipal ou para disposição no solo da zona rural, ou ainda para disposição em aterro de lodo.

3.2.4 Dados Operacionais

A seguir, será anexado o quadro 3.5, expondo parâmetros de medição e resultados de análises, utilizados pelo controle operacional da SANEPAR, no ano de 2002. Os resultados foram obtidos durante análises de rotina da empresa.

QUADRO 3.5 - DADOS OPERACIONAIS DA ETE COLOMBO- SEDE NO ANO DE 2002

ETE COLOMBO SEDE 2002 - Boletim Anual de Controle Operacional																			
Parâmetros	Vazão			DQO			DBO			Sólidos Suspensos			Sólidos Sedimentáveis			Alcalinidade		pH	
				Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente	Remoção	Afluente	Efluente		
Mês	L/s	m³/dia	m³/mês	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mL/L.h	mL/L.h	%	mg/L CaCO ₃	mg/L CaCO ₃	Afluente	Efluente
JANEIRO	12,80	1.105,92	34.283,52	202,25	83,75	58,59	97,00	35,50	63,40	93,75	14,75	84,27	0,60	0,10	83,33	273,63	324,95	7,40	7,52
FEVEREIRO	15,10	1.304,64	36.529,92	290,25	64,00	77,95	121,25	32,75	72,99	71,25	14,13	80,17	0,82	0,10	87,80	196,19	237,45	7,31	7,55
MARÇO	24,90	2.151,36	66.692,16	186,33	69,76	62,56	108,66	28,96	73,35	90,13	27,00	70,04	0,80	0,10	87,50	270,57	365,98	7,53	7,64
ABRIL	22,40	1.935,36	58.060,80	285,14	129,44	54,60	120,96	35,12	70,97	124,35	21,16	82,98	1,16	0,14	87,93	256,60	411,21	7,61	7,92
MAIO	21,70	1.874,88	58.121,28	182,91	113,08	38,18	86,31	41,84	51,52	63,00	17,75	71,83	0,42	0,05	88,10	262,29	368,24	7,59	7,63
JUNHO	15,70	1.356,48	40.694,40	203,60	99,85	50,96	125,00	49,00	60,80	72,20	12,00	83,38	0,20	0,10	50,00	286,70	409,38	7,64	7,63
JULHO	16,40	1.416,96	43.925,76	244,98	124,03	49,37	137,20	54,77	60,08	81,10	29,47	63,66	0,40	0,08	80,00	270,94	381,89	7,47	7,51
AGOSTO	16,16	1.396,22	43.282,94	195,28	136,28	30,21	95,28	49,10	48,47	64,22	23,46	63,47	0,18	0,10	44,44	250,83	376,49	7,68	7,60
SETEMBRO	15,60	1.347,84	40.435,20	496,53	108,52	78,14	281,80	43,90	84,42	181,75	29,00	84,04	2,02	0,10	95,05	357,22	385,59	7,48	7,60
OUTUBRO	15,27	1.319,33	40.899,17	369,07	127,17	65,54	187,07	48,09	74,29	144,00	18,32	87,28	1,40	0,18	87,14	283,74	396,61	7,37	7,50
NOVEMBRO	15,55	1.343,52	40.305,60	259,30	113,53	56,22	127,28	43,43	65,88	100,30	14,00	86,04	1,20	0,10	91,67	293,71	400,38	7,27	7,37
DEZEMBRO	15,57	1.345,25	41.702,69	189,63	87,63	53,79	94,00	39,33	58,16	72,33	17,33	76,04	0,27	0,17	37,04	274,43	297,07	6,56	6,93
Média	17,26	1.491,48	45.411,12	263,91	106,66	56,14	134,98	42,39	65,54	96,78	20,33	77,18	0,79	0,11	76,67	273,07	362,94	7,41	7,53
Mínimo	12,80	1.105,92	34.283,52	182,91	64,00	30,21	86,31	28,96	48,47	63,00	12,00	63,47	0,18	0,05	37,04	196,19	237,45	6,56	6,93
Máximo	24,90	2.151,36	66.692,16	496,53	136,28	78,14	281,80	54,77	84,42	181,75	29,47	87,28	2,02	0,18	95,05	357,22	411,21	7,68	7,92

FONTE - SANEPAR

3.3 LOCAL DAS PESQUISAS

Após ter sido definida a ETE a ser pesquisa, os esforços foram direcionados no sentido de encontrar local e apoio financeiro para a de realização dos experimentos e análises. Dentre as pretensões, as análises cromatográficas e microbiológicas se destacaram pelo elevado custo. Buscas foram feitas em linhas de crédito para pesquisas a nível estadual e federal, sem sucesso, principalmente pelo longo período necessário entre a possível aprovação do projeto e a liberação das verbas.

Outra dificuldade encontrada, foi com relação às análises cromatográficas do esgoto, pois as opções se resumiram em duas alternativas em Curitiba. A saída para o impasse foi separar o experimento em duas fases, realizadas em dois laboratórios distintos visando alcançar os objetivos estabelecidos. Resumidamente, será descrito a seguir, como foram definidos os locais dos experimentos.

No Laboratório de Análises Ambientais do curso de Engenharia Ambiental da PUC-Pr, foi elaborada a primeira fase dos experimentos. Através do Eng. Décio Jürgensen³⁹, foi disponibilizado o referido laboratório, com apoio do PROSAB, sob coordenação do Prof. Miguel M. Aisse⁴⁰.

As análises foram orientadas pela Prof.^a Edna⁴¹ e executadas pela equipe do próprio laboratório, onde foram realizados os experimentos durante os dias 12, 13 e 14 de agosto de 2002.

O segundo local dos experimentos foi o SENAI – CIC/ CETSAM - Centro Integrado de Tecnologia e Educação Profissional da Cidade Industrial de Curitiba,

³⁹ Engenheiro de projetos da SANEPAR. Representante da SANEPAR no PROSAB-2 (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico- Edital 3).

⁴⁰ Dr. Miguel Mansur Aisse, professor da PUC-Pr e UFPr, pesquisador e coordenador do PROSAB-3/ Tema 2 na PUC- Pr.

⁴¹ Prof.^a Edna Beronheiro Toledo, coordenadora do Laboratório de Análises Ambientais e professora do curso de Engenharia Ambiental da PUC-Pr.

Laboratórios de Saneamento e Meio Ambiente. Após orçamento preliminar das análises necessárias, na primeira quinzena de julho de 2002, por intermédio do Prof. Cristóvão⁴², foi feito o primeiro contato com a Eng. Rhanda⁴³ e apresentado o projeto de pesquisa juntamente com as pretensões de análises a serem realizadas. Devido aos elevados custos para execução dos ensaios analíticos, solicitou-se e foi concedido abatimento no orçamento para os experimentos, sendo que em função da verba disponível e da disponibilidade de tempo dos laboratórios a serem envolvidos na pesquisa, chegou-se a um número mínimo viável de análises.

A coordenação do mestrado, no intuito de melhor respaldar a pesquisa, ofereceu à autora igual quantia para que mais análises fossem realizadas, porém já não era mais possível ao SENAI conceder nova abertura quanto ao prazo solicitado para conclusão, devido à necessária paralisação dos laboratórios (físico-químico, bacteriológico e instrumental) de modo a atender as expectativas da pesquisa. Vale ressaltar, que tal concessão foi realizada pelo SENAI-CIC/CETSAM como forma de incentivo aos trabalhos de pesquisa acadêmica relacionado ao meio ambiente, área de atuação desta instituição. Os experimentos realizados no dia 26/08/2002, são referendados como 2ª fase da pesquisa.

⁴² Prof. Dr. Cristóvão V. Scapulatempo Fernandes, vice-coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Ambiental, do Setor de Tecnologia da UFPr.

⁴³ Rosângela Mitiyo Rhanda, Enga. Química, Coordenadora da Área de Assessoria Técnica e Tecnológica do SENAI-CIC/ CETSAM

3.6 OBSERVAÇÕES RELATIVAS AO EXPERIMENTO

Para que os dados obtidos nas duas fases da pesquisa, que foi realizada em laboratórios diferentes, pudessem ser comparados entre si, foi estabelecido um planejamento cuidadoso e as atividades desenvolvidas de maneira criteriosa. Algumas observações importantes com relação aos experimentos, serão abordadas a seguir.

Considerando a dificuldade em trabalhar com o cloro gasoso em laboratório e as restrições na aquisição, optou-se pela utilização do hipoclorito de sódio, encontrado facilmente no mercado. O produto utilizado nos experimentos foi adquirido em comércio especializado na venda de produtos químicos. Devido ao período decorrido entre as análises realizadas nos diferentes laboratórios e a instabilidade do produto, optou-se pela compra do hipoclorito duas vezes, nos dias úteis que antecederam o início dos experimentos.

No início dos trabalhos, foi dosado o teor de cloro livre da solução de hipoclorito, de modo a calibrar a exata quantidade a ser adicionada no efluente em função da dosagem de cloro desejada. O método para a determinação do cloro livre no hipoclorito, utilizado em cada laboratório, foi o mesmo empregado para as análises de cloro nas amostras de esgoto tratadas em laboratório com hipoclorito, cujos detalhes experimentais estão descritos adiante.

Alguns esclarecimentos sobre os procedimentos adotados:

- As análises seguiram os métodos descritos no STANDARD METHODS 20^oed., (APHA,AWWA,WEP, 1998).
- O cloro existente nas amostras como ácido hipocloroso e íons de hipoclorito, é denominado “cloro livre”.
- O cloro sob combinação química com a amônia ou compostos orgânicos do nitrogênio, é definido como “cloro combinado” e normalmente não é citado em separado.
- A somatória do cloro livre e do combinado, é denominado “cloro total”.
- “Demanda de cloro” ou “cloro consumido”, é definido como a diferença

entre a quantidade de cloro adicionado ao efluente e o cloro (livre ou combinado), que permaneceu ao fim de um período de tempo específico.

- Os indicadores coliformes fecais, são também denominados termotolerantes.
- As amostras ora denominadas como “efluente bruto” no decorrer da explanação, tratam-se de efluente de esgoto doméstico com nível secundário de tratamento, conforme já descrito anteriormente.
- Não foram analisadas amostras do afluente à ETE, pois o objetivo não era avaliar o desempenho do tratamento biológico, assunto de várias pesquisas, conforme abordado na referência bibliográfica.
- Os parâmetros físico-químicos analisados foram selecionados de acordo com a importância mencionada na literatura apresentada, de forma a melhor identificar o efluente a ser clorado, limitados à disponibilidade dos laboratórios, como já foi mencionado.

4 METODOLOGIA EXPERIMENTAL

4.1 COLETA DAS AMOSTRAS

As amostras foram coletadas junto ao córrego, onde são lançados os efluentes, distante aproximadamente 30 m do Filtro Anaeróbio (FA).

O efluente coletado foi acondicionado em bombonas plásticas e destinado às análises físico-químicas iniciais e aos experimentos de cloração. Os frascos das amostras destinadas às análises de coliformes eram esterilizados e fornecidos previamente pelos laboratórios. Para a dosagem de nitrogênio amoniacal, foram utilizados frascos de 500 ml, contendo ácido sulfúrico (1 ml) para estabilizar o efluente, reduzindo o pH da amostra.

Todas as amostras foram coletadas com o auxílio do operador da ETE, Sr. José Lourenço⁴⁴, acondicionadas em caixa de isopor com gelo, de modo a preservá-las e conduzidas aos laboratórios, ainda no período da manhã.

Os horários e dias das coletas foram previamente acordados com os laboratórios, para que todas as análises pudessem ser realizadas no mesmo dia. Nos dias 12, 13 e 14, a coleta foi realizada entre 10:00 e 10:30h da manhã. No dia 26 de agosto, as amostras foram coletadas às 11:45h. Nestes horários a vazão da ETE é significativa, evitando os horários em que a estação opera com vazões mínimas.

No período em que foram feitas as coletas dos efluentes, os dias estavam ensolarados, com temperatura ambiente típica para o período do ano (entre 18 e 22 °C), sem chuvas em pelo menos 5 dias antecedentes.

⁴⁴ Os operadores das estações, são treinados pelos técnicos de laboratório da SANEPAR, para o correto procedimento na coleta de amostras, já que os mesmos são responsáveis pelas coletas utilizadas nas análises de controle operacional das unidades de tratamento da empresa.

Ao chegar no laboratório com o efluente da ETE, 2.000 mL era destinado às análises físico-químicas para caracterização do efluente bruto e o frasco esterilizado destinado à análise de coliformes, encaminhado ao setor responsável.

A seguir, a fotografia 4.1, indica o ponto de coleta.

FOTOGRAFIA 4.1 – COLETA DAS AMOSTRAS



4.2 ADIÇÃO DE CLORO

Dentro do objetivo de avaliar a formação de trihalometanos e uma dosagem ideal de cloro a ser utilizado na desinfecção dos efluentes da ETE Colombo-Sede, de modo a atingir as expectativas de enquadramento bacteriológico do efluente, com relação ao corpo receptor, amostras do efluente foram cloradas em bancadas de teste. Dosagens variadas de cloro foram adicionadas e seus efeitos avaliados com diferentes tempos de contato, conforme descrito no item 4.3.

A adição de cloro foi realizada pela autora em ambos laboratórios e foi iniciada utilizando o equipamento “jar-test”, com copos béquer de 2000 ml, onde foi adicionado 1.000 ml da amostra do efluente bruto em cada um deles. Em cada copo foi adicionada a solução de hipoclorito para atingir a concentração desejada de cloro e acionados os agitadores do “jar-test” com baixa rotação, objetivando uma mistura homogênea (fotografia 4.2). As dosagens de cloro variaram de uma amostra para outra, em função dos resultados obtidos na inativação dos microorganismos, conforme poderá ser observado na apresentação e discussão dos resultados.

Após a adição do hipoclorito, o tempo de contato foi rigorosamente acompanhado por temporizador, sendo uma amostra retirada de cada copo imediatamente após o tempo pré-determinado e encaminhada para as análises simultâneas nos diversos setores (pH e conjunto de cloro no setor físico-químico e coliformes no setor de microbiologia). As análises medindo o pH e o conjunto de cloro seqüencialmente, foram realizadas imediatamente após a retirada do frasco evitando as possíveis interferências externas ao processo.

Os frascos que receberam as amostras destinadas às análises de coliformes, foram previamente esterilizados, etiquetados com o número da amostra, dosagem de cloro e tempo de contato e receberam tiosulfato de sódio a 10%, tendo sido adicionados 0,5 mL em cada frasco de 250 mL de amostra, para neutralizar o cloro disponível, evitando alteração no resultado da análise, já que a inoculação foi efetuada

no final do experimento.

A seguir, fotografia 4.2 com detalhe do equipamento Jar-test, utilizado nos experimentos no Laboratório de Análises Ambientais da PUC-PR.

FOTOGRAFIA 4.2 – EQUIPAMENTO JAR-TEST, UTILIZADO NA PRIMEIRA FASE DA PESQUISA



Antes do início do experimento, a concentração do hipoclorito foi mensurada, tendo sido encontrado 15 % e 17% de cloro disponível. Para aumentar a precisão da adição nos copos de béquer, foi preparada solução a 1,0 % de cloro disponível, sendo confirmada a porcentagem de cloro diariamente. A solução foi acondicionada em frasco de vidro âmbar, previamente limpo e esterilizado, ficando tampada e guardada em local escuro e fresco.

4.3 ANÁLISES

4.3.1 Análises da Primeira Fase

Conforme citado anteriormente, a 1ª fase da pesquisa foi realizada no Laboratório de Análises Ambientais do curso de Engenharia Ambiental da PUC-PR.

O quadro 4.1 apresentado a seguir, descreve as análises efetuadas juntamente com o método empregado.

QUADRO 4.1 – ANÁLISES REALIZADAS E METODOLOGIA UTILIZADA NO LAB. ENG. AMBIENTAL

ANÁLISES	AMOSTRA	METODOLOGIA / EQUIPAMENTO
DBO (a)	Bruta	Diluição e incubação a 20° C e OD determinado pelo método Winckler- modificado pela azida sódica
DQO (b)	Bruta	Refluxo aberto
Nitrogênio Amoniacal (b)	Bruta	Macro- Kjeldhal
Sólidos Totais (a)	Bruta	Gravimétrico
Sólidos Totais Fixos (a)	Bruta	Gravimétrico
Sólidos Totais Voláteis (a)	Bruta	Gravimétrico
pH (c)	Bruta e clorada	pH-âmetro
Temperatura (c)	Bruta e clorada	Termômetro manual de mercúrio
Cloro Residual Livre (b)	Bruta e clorada	DPD – Procedimento Titulométrico Palin
Cloro Residual Total (b)	Bruta e clorada	DPD – Procedimento Titulométrico Palin
Coliformes Totais (d)	Bruta e clorada	Quanti-Tray / 2000
Coliformes Termotolerantes (d)	Bruta e clorada	Quanti-Tray / 2000

Análises realizadas por:

(a) Liz Cristina Orreda

(b) Márcia Regina Moreira

(c) Helenice Pantaroli (dias 12 e 13) e Angela Thomasi (dia 14)

(d) Jefferson Pedro Cunha (dias 12 e 13) e Vaneska Wanderbroocke (dia 14)

A inoculação do substrato e introdução nas cartelas apropriadas (*collilert/quantitray*), eram manipuladas no final do experimento, com exceção do dia 14, cujo procedimento ocorreu na manhã do dia 15. Os frascos das amostras foram lacrados e acondicionadas em geladeira, até a manhã do dia seguinte. A autora, em companhia dos técnicos do laboratório, procedia a leitura das cartelas, rigorosamente

após 24 horas de inoculação, confirmando o resultado após 4 horas, conforme recomenda o método 9223 (APHA/AWWA/WEF, 1998). Os resultados também se encontram a seguir, no item 5. A fotografia 4.3, mostra o procedimento no momento do preenchimento de uma cartela com substrato inoculado e a fotografia 4.4, apresenta duas cartelas após 24 horas de estufa.

FOTOGRAFIA 4.3 - PREENHIMENTO CARTELA QUANTI-TRAY



FOTOGRAFIA 4.4 - CARTELA QUANTI-TRAY APÓS 24 HORAS



4.3.2 Análises da Segunda Fase

Nos laboratórios do SENAI foi montada uma bancada com misturadores magnéticos e copos de béquer de 3 litros, visando simular as condições de adição de cloro no tanque de contato. O cloro também na forma de hipoclorito, foi adicionado nas concentrações de 4, 6, 8, 10 12, 16, 20 e 30 mg/L, com tempo fixo de 30 minutos. A seguir o quadro 4.2, indica as análises realizadas nos laboratórios e a metodologia utilizada.

QUADRO 4.2 – ANÁLISES REALIZADAS NOS LABORATÓRIOS SENAI-CIC/CETSAM

ANÁLISES	AMOSTRA	METODOLOGIA/EQUIPAMENTO
Clorofórmio (a)	Bruta e Clorada	Cromatografia Gasosa/ VARIAN CP 3800
Bromofórmio (a)	Bruta e Clorada	Cromatografia Gasosa/ VARIAN CP 3800
Diclorobromometano (a)	Bruta e Clorada	Cromatografia Gasosa/ VARIAN CP 3800
Dibromoclorometano (a)	Bruta e Clorada	Cromatografia Gasosa/ VARIAN CP 3800
DQO (b)	Bruta	Refluxo Aberto
DBO (b)	Bruta	Manométrico Hach
Sólidos Totais (b)	Bruta	Gravimétrico
Sólidos Totais Fixos (b)	Bruta	Gravimétrico
Sólidos Tot. Voláteis (b)	Bruta	Gravimétrico
Nitrogênio Amoniacal (b)	Bruta	Nesslerização após destilação
pH (b)	Bruta e Clorada	Potenciométrico
Temperatura (b)	Bruta e Clorada	Termômetro de mercúrio
Cloro Residual Livre (b)	Bruta e Clorada	Microquant Merck
Cloro Residual Total (b)	Bruta e Clorada	Microquant Merck
Coliformes Totais (c)	Bruta e Clorada	Tubos Múltiplos
Coliformes Fecais (c)	Bruta e Clorada	Tubos Múltiplos

Análises realizadas por:

(a) Lab. Análise Instrumental – Alexandre Emmel

(b) Lab. Análises Físico-químicas (líquidos) – Flávia Santiago Crucillo

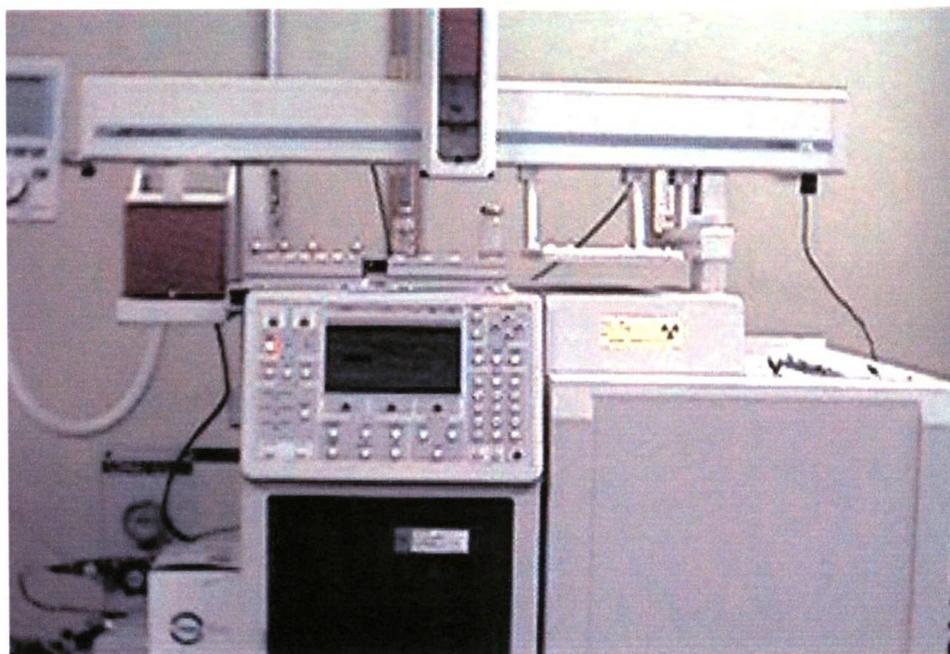
(c) Lab. Análises Microbiológicas – Biol. Sirley Marina Baldim

Após os 30 minutos de contato, as amostras para determinação de residual de cloro seguiram para o laboratório de análises físico-químicas, os frascos esterilizados para determinação de coliformes foram para o laboratório de análises microbiológicas. Neste último, os frascos destinados ao método de tubos múltiplos eram preparados para iniciar a inoculação imediatamente após o tempo de contato pré-determinado para

cada amostra. Dessa forma, até o final da tarde, todas as amostras já estavam nas estufas. Os frascos destinados ao cromatógrafo, foram fornecidos à autora pelo técnico Alexandre, responsável pelo Laboratório de Análise Instrumental. Transcorrido o tempo de contato de cada dosagem de cloro e a retirada das amostras, os frascos do cromatógrafo eram preparados e lacrados pela autora sendo imediatamente entregue para leitura no cromatógrafo, que ficou todo período da tarde do dia 26/08, à disposição da pesquisa.

Os trihalometanos analisados por cromatografia gasosa, foram: clorofórmio, bromofórmio, diclorometano e dibromoclorometano. A seguir a fotografia 4.5, mostra o cromatógrafo utilizado no SENAI.

FOTOGRAFIA 4.5 – CROMATÓGRAFO A GÁS - ANÁLISES DOS ORGANOCLORADOS



5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o experimento, serão adiante elencados, na forma de quadros e/ou gráficos, separados por fase. Os comentários serão efetuados ao longo da exposição de resultados, de forma a facilitar o retorno ao quadro e/ou gráfico, que está sendo discutido.

Na primeira fase da pesquisa, no Laboratório de Análises Ambientais da faculdade de Engenharia Sanitária da PUC-PR, os efluentes foram analisados segundo parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, para as três amostras denominadas A, B e C. Os resultados encontrados durante os três dias da primeira fase de pesquisa, estão descritos no quadro 5.1 abaixo.

QUADRO 5.1 - RESULTADOS ANÁLISES DOS EFLUENTES ANTES DA CLORAÇÃO

ETE COLOMBO - Análises efetuadas no Laboratório Eng. Ambiental da PUC				
Efluente: esgoto doméstico - Pós tratado RALF e Filtro Anaeróbio				
ENSAIO	UNIDADE	AMOSTRA TRATADA SEM CLORAÇÃO		
		12/08/02 (A)	13/08/02 (B)	14/08/02 (C)
DQO	mg O ₂ /L	124,14	143,60	145,55
DBO	mg O ₂ /L	36,05	37,28	43,66
Sólidos Totais	mg/L	434,00	416,00	440,00
Sólidos Totais Fixos	mg/L	277,00	286,00	323,00
Sólidos Tot. Voláteis	mg/L	157,00	130,00	117,00
Nitrogênio Amoniacal	mg N-NH ₃ /L	44,29	46,45	50,95
pH	7,30	7,20	7,24
Temperatura	°C	20,00	21,00	19,00
Cloro Residual Livre	mg/L	0,00	0,00	0,30
Cloro Residual Total	mg/L	0,00	0,00	0,30
Coliformes Totais	NMP/100 mL	2,4 x 10 ⁶	4,3 x 10 ⁶	4,1 x 10 ⁶
Coliformes Fecais	NMP/100 mL	1,5 x 10 ⁶	1,9 x 10 ⁶	2,0 x 10 ⁶

Os resultados estabelecem uma idéia geral do efluente tratado, cujos resultados serão comentados em conjunto com aqueles obtidos na segunda fase do experimento. Vale ressaltar, que a observação destes parâmetros, será fundamental

tanto para discutir as dosagens de cloro utilizadas, quanto avaliar os resultados obtidos nas análises de residuais de cloro e decaimento bacteriológico.

Em seguida, os quadros 5.2 a 5.7 trazem os resultados obtidos para cloro livre, cloro total, pH, e temperatura, além dos resultados encontrados para os indicadores microbiológicos, separado por dia de amostragem (amostras A, B e C).

QUADRO 5.2 - RESULTADOS pH, TEMPERATURA, CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA A

Cloro mg/L	Tempo minuto	pH ---	Temp. °C	Cl Livre mg/L	Cl Total mg/L
4	10	7,40	21,5	1,1	4,6
	20	7,50	21,5	1,0	3,8
	30	7,50	21,5	1,1	4,2
6	10	7,50	21,0	2,3	5,7
	20	7,40	21,5	2,3	5,8
	30	7,50	21,5	2,1	5,3
8	10	7,50	21,0	3,5	7,5
	20	7,40	21,5	3,8	7,4
	30	7,40	21,5	3,4	6,1
10	10	7,40	21,0	4,8	8,7
	20	7,40	21,5	4,6	8,7
	30	7,50	21,5	4,2	8,3
12	10	7,50	21,0	6,7	10,4
	20	7,40	21,5	6,3	10,5
	30	7,50	21,5	6,3	13,5

QUADRO 5.3 - RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA A

Tempo (min)	10	20	30
Cloro (mg/L)			
4	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:ID	Diluição:ID
	Col.Total: > 24.192	Col.Total: 689	Col.Total: > 2.419
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: 113	Col.Fecal: 241
6	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:ID	Diluição:ID
	Col.Total: 6.500	Col.Total: > 2.419	Col.Total: > 2.419
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: 1.112	Col.Fecal: 1.011
8	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:ID	Diluição:ID
	Col.Total: < 10	Col.Total: > 2.419	Col.Total: > 2.419
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: > 2.419	Col.Fecal: 372
10	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:ID	Diluição:10 ⁻¹
	Col.Total: 272	Col.Total: > 2.419	Col.Total: < 10
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: <1	Col.Fecal: < 10
12	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:10 ⁻¹	Diluição:ID
	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10	Col.Total: > 2.419
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: > 2.419

ID – Inoculação direta

Os resultados obtidos para a amostra A, podem ser facilmente visualizados nos gráficos 5.1 e 5.2, que relacionam as dosagens de cloro, os tempos de contato e grupos coliformes.

GRÁFICO 5.1 – RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA A

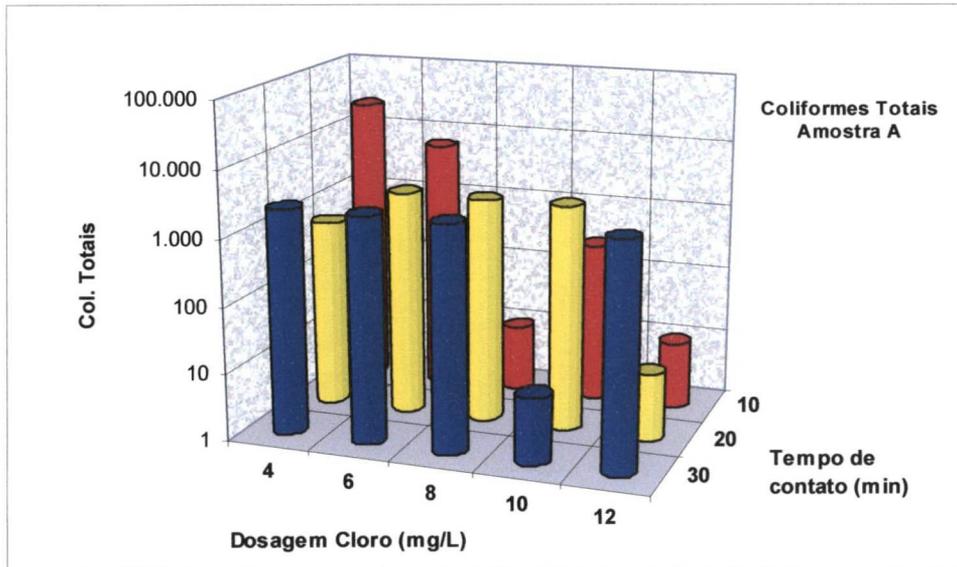
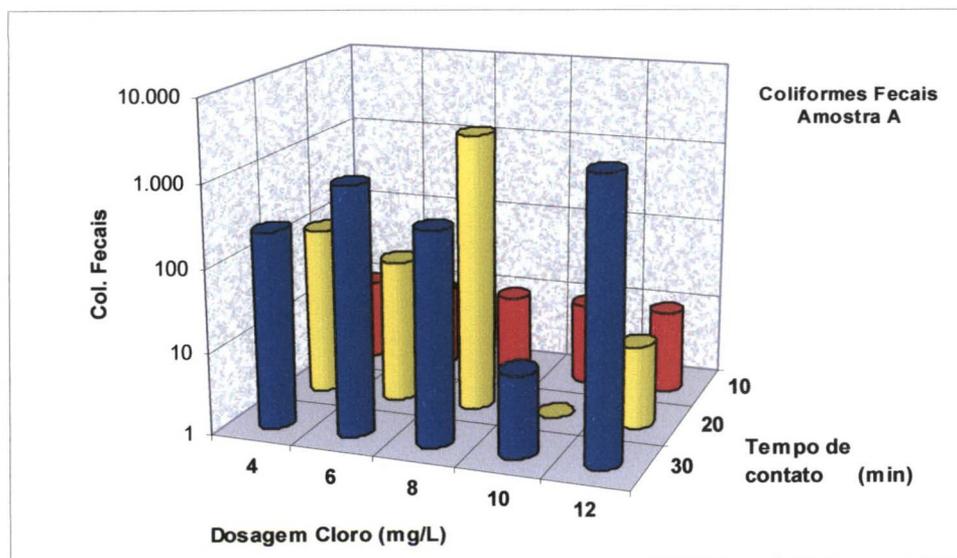


GRÁFICO 5.2 – RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA A



Analisando os resultados individualmente, pode ser observado certa inconsistência nos mesmos, como por exemplo, os resultados para coliformes totais com dosagem de 6, 8 e 10 mg/L com tempo de contato de 20 minutos e 4, 6, 8 e 12 mg/L após 30 minutos, apresentam valores maiores que 2.419 NMP/100 mL, o que não esclarece se objetivo foi alcançado, já que o limite é de 5.000 NMP/100 mL. Para coliformes fecais, considerando o limite de 1.000 NMP/ 100 ml, o resultado se torna mais objetivo se detendo a índices a serem alcançados. Porém, tratando-se da dosagem de cloro disponível acrescentado e os valores de cloro residuais obtidos, os resultados para as dosagens de 10 e 12 mg/L, com os tempos de 20 e 30 minutos de contato, não são coerentes. Fato semelhante observa-se também nas dosagens de 6 e 8 mg/L da mesma amostra A, comparando-se os resultados após 10 minutos de contato, em relação aos de 20 e 30 minutos.

Após observar os resultados do dia anterior, optou-se por excluir a adição de cloro nas dosagens de 2 e 12 mg/L, por entender ser desnecessária a avaliação, pois 2 mg/L de cloro se mostrou ineficiente para a redução esperada de coliformes e 12 mg/L de cloro, uma dosagem excessiva. Os resultados referentes as análises do dia 13/08/2002, amostra denominada "B", encontram-se a seguir. O quadro 5.4, apresenta os parâmetros físico-químicos e o quadro 5.5, os indicadores microbiológicos.

QUADRO 5.4 - RESULTADOS pH, TEMPERATURA, CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA B

Cloro mg/L	Tempo minuto	pH ---	Temp. °C	Cl Livre mg/L	Cl Total mg/L
4	10	7,41	22,5	0,5	2,3
	20	7,34	22,0	0,4	2,2
	30	7,44	22,5	0,5	2,0
6	10	7,08	22,5	0,6	3,9
	20	6,88	22,5	0,8	3,9
	30	7,39	22,5	0,6	3,8
8	10	7,41	22,5	1,2	5,9
	20	6,82	22,0	1,1	5,8
	30	7,40	22,5	1,3	5,5
10	10	7,38	22,5	1,6	7,7
	20	7,26	22,0	1,4	7,5
	30	7,35	22,5	1,4	7,0

QUADRO 5.5 - RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA B

Tempo (min)	10	20	30
Dosagem(mg/L)			
4	Diluição: 10^{-2}	Diluição: 10^{-2}	Diluição: 10^{-2}
	Col.Total: 241.920	Col.Total: 68.930	Col.Total: 2.020
	Col.Fecal: 3450	Col.Fecal: 730	Col.Fecal: 200
6	Diluição: 10^{-1}	Diluição: 10^{-1}	Diluição: 10^{-1}
	Col.Total: 2.631	Col.Total: 534	Col.Total: < 10
	Col.Fecal: 281	Col.Fecal: 71	Col.Fecal: < 10
8	Diluição: 10^{-1}	Diluição: 10^{-1}	Diluição: 10^{-1}
	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10
10	Diluição: 10^{-1}	Diluição: 10^{-1}	Diluição: ID
	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10	Col.Total: > 2.419
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: > 2.419

ID – Inoculação Direta

De forma mais expressiva, os resultados serão também apresentados nos gráficos 5.3 e 5.4, que encontram-se a seguir.

GRÁFICO 5.3 - RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA B

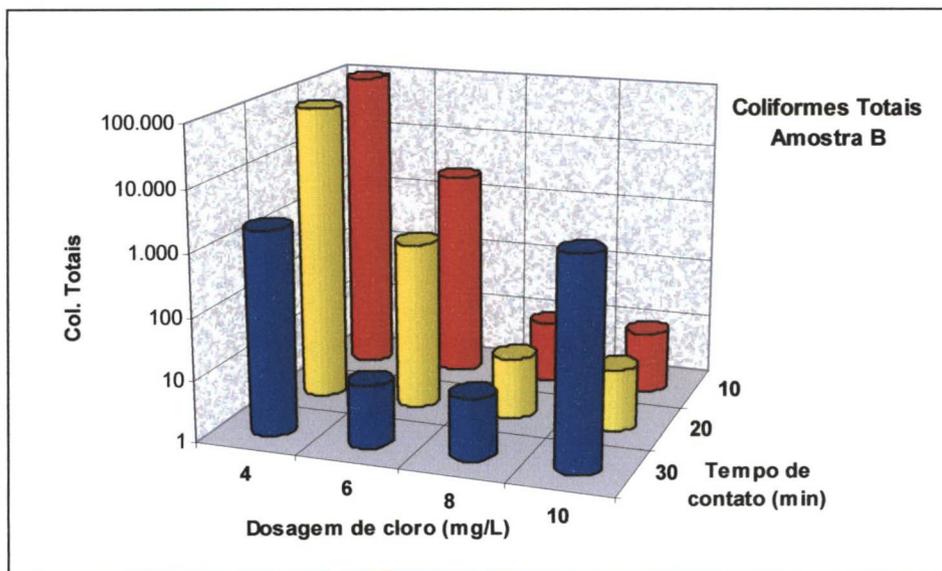
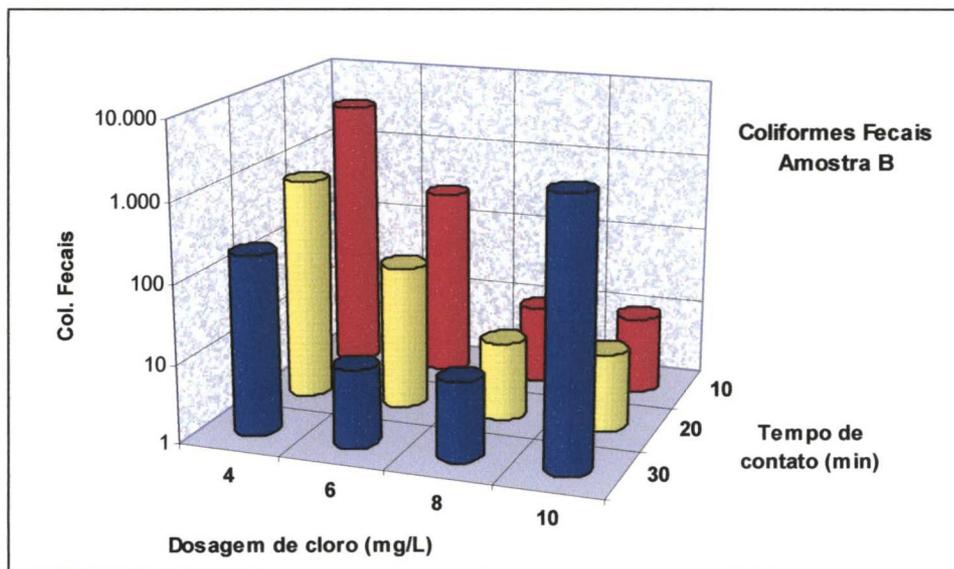


GRÁFICO 5.4 - RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA B



Avaliando os resultados obtidos para a primeira amostra, algumas alterações foram efetuadas para as amostras “B”, no que concerne ao fator de diluição das inoculações do *collilert*. Apenas a dosagem de 10 mg/L, com 30 minutos de contato, foi feita inoculação direta, pois era esperado um valor insignificante para contagem de coliformes, o que não ocorreu. Observando no gráfico os resultados obtidos, apenas a contagem referendada, não atende as expectativas de microorganismos restantes, com respeito a dosagem e o respectivo tempo de contato.

Novamente a dosagem de cloro foi avaliada, e optou-se pelo retorno da dosagem de 2 mg/L, excluindo a dosagem de 10 mg/L. Esta atitude se mostrou coerente diante dos resultados das amostras preparadas no dia 14/08/2002, denominadas amostras “C”, que encontram-se nos quadros 5.6 e 5.7, a seguir.

QUADRO 5.6 - RESULTADOS pH, TEMPERATURA, CLORO LIVRE E TOTAL DA AMOSTRA C

Cloro mg/L	Tempo minuto	pH ---	Temp. °C	Cl Livre mg/L	Cl Total mg/L
2	10	7,41	20,0	0,5	0,8
	20	7,43	20,0	0,5	0,7
	30	7,45	20,0	0,5	0,7
4	10	7,40	21,0	0,6	2,6
	20	7,40	20,0	0,6	2,5
	30	7,40	20,0	0,6	2,5
6	10	7,40	20,5	0,8	4,5
	20	7,40	20,0	0,9	4,7
	30	7,40	20,0	1,2	4,6
8	10	7,40	20,5	1,2	6,2
	20	7,40	20,0	1,3	6,2
	30	7,40	20,0	1,3	6,2

QUADRO 5.7 - RESULTADOS COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES DA AMOSTRA C

Tempo (min)	10	20	30
Dosagem(mg /L)			
2	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹
	Col.Total: > 24.192	Col.Total: > 24.192	Col.Total: > 24.192
	Col.Fecal: 19.863	Col.Fecal: > 24.192	Col.Fecal: 19.863
4	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹
	Col.Total: > 24.192	Col.Total: > 24.192	Col.Total: > 24.192
	Col.Fecal: 209	Col.Fecal: 52	Col.Fecal: 20
6	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹
	Col.Total: > 24.192	Col.Total: 404	Col.Total: < 10
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10
8	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹	Diluição: 10 ⁻¹
	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10	Col.Total: < 10
	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10	Col.Fecal: < 10

Os resultados acima são demonstrados nos gráficos 5.5 e 5.6.

GRÁFICO 5.5 - RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES TOTAIS NA AMOSTRA C

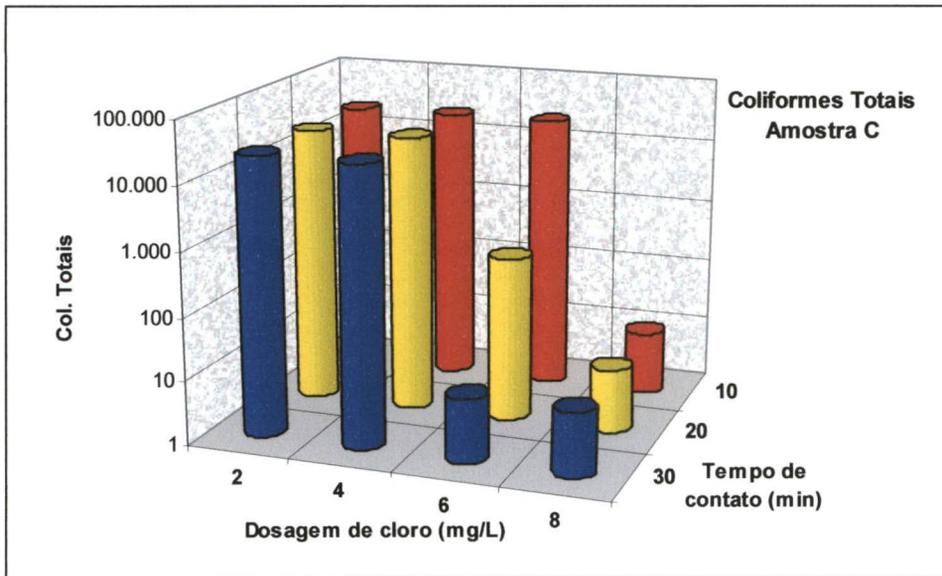
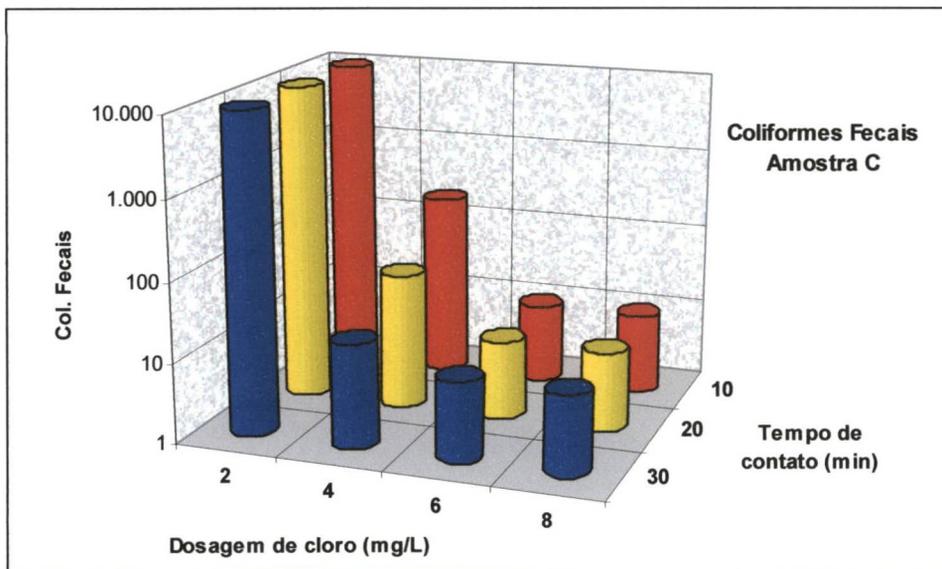


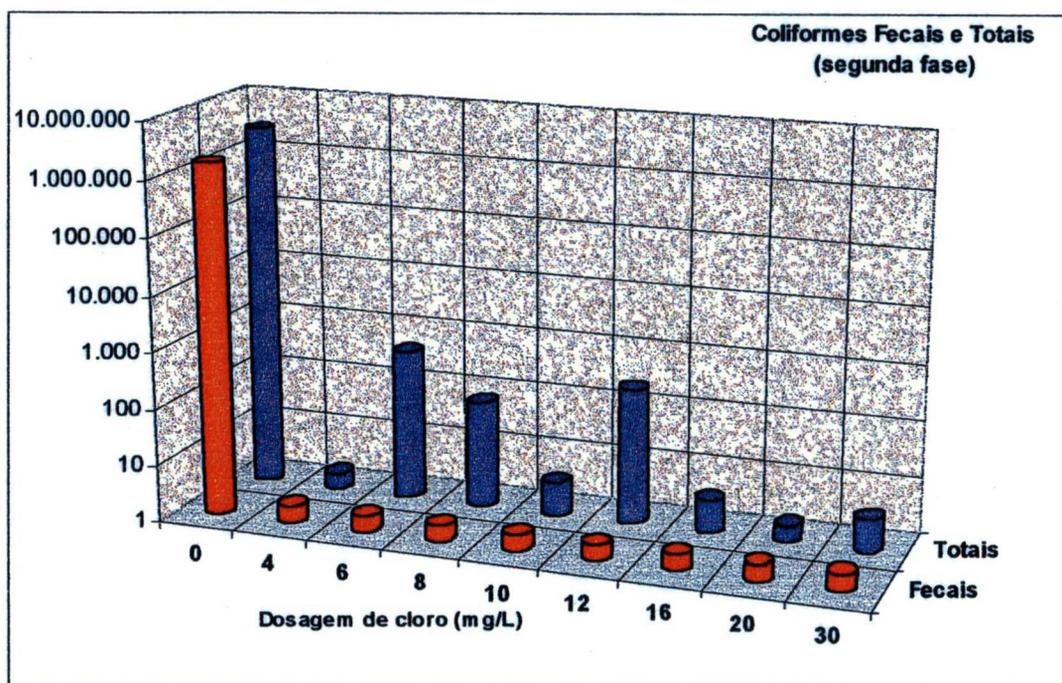
GRÁFICO 5.6 - RESULTADO OBTIDO PARA COLIFORMES FECAIS NA AMOSTRA C



Observando novamente os resultados dos dias anteriores e procurando não incorrer em mais interferentes, no último dia de pesquisa, optou-se por manter a diluição de 10^{-1} em todas as amostras e a linearidade de resultados observa-se claramente. As reações se procederam dentro do esperado, sem nenhuma alteração.

Os resultados obtidos na segunda fase, estão reunidos em apenas um gráfico, já que o tempo de contato foi somente para 30 min. Vale ressaltar, que as dosagens efetuadas, foram determinadas em função do objetivo de estudar a formação dos subprodutos da cloração. O gráfico 5.7, apresenta os referidos resultados.

GRÁFICO 5.7 – COLIFORMES TOTAIS E FECAIS, COM TEMPO DE CONTATO FIXO DE 30 MINUTOS



Com relação à dosagem de cloro para destruição dos microorganismos e observando isoladamente os resultados, todas as análises demonstraram que a inativação obtida reduziu a contagem de coliformes totais e fecais a menos de 1000 NMP/ 100 mL. Partindo desta premissa, 4 mg/L de cloro disponível, já seria suficiente para o enquadramento do efluente, conforme normas vigentes.

Porém, devido às inúmeras variantes e interferentes que acercam um tratamento de efluentes, todos os resultados devem ser ponderados. Os gráficos 5.8 a 5.10 a seguir, apresentam os resultados da primeira e segunda fase, por amostra, dosagem de cloro adicionada e tempo de contato.

GRÁFICO 5.8 – COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 10 MINUTOS DE CONTATO

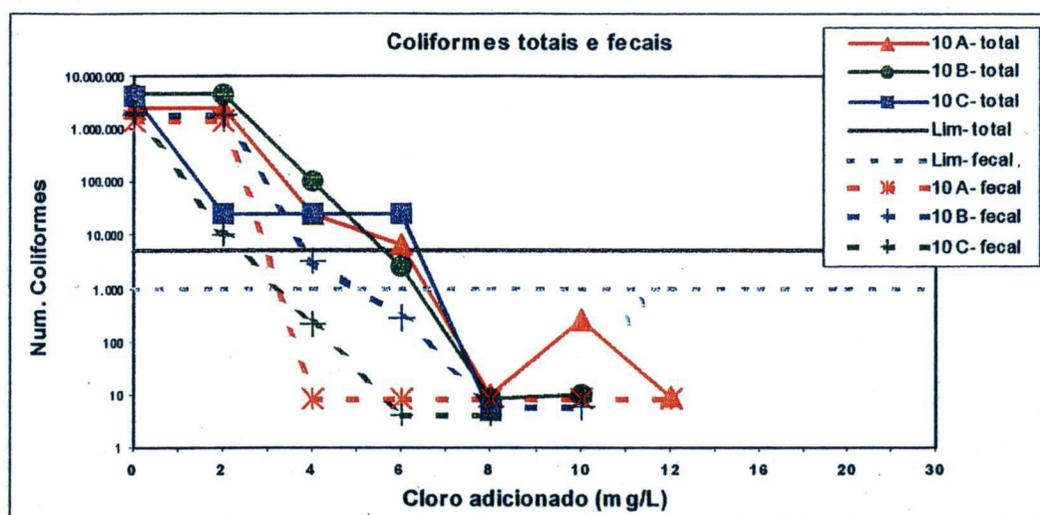


GRÁFICO 5.9 – COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 20 MINUTOS DE CONTATO

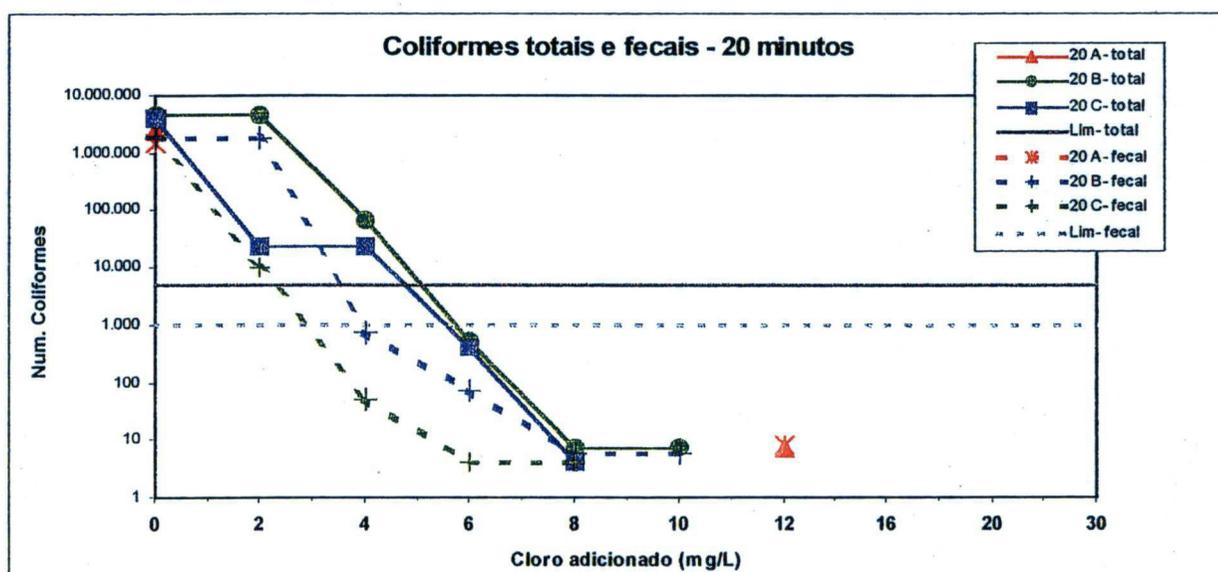
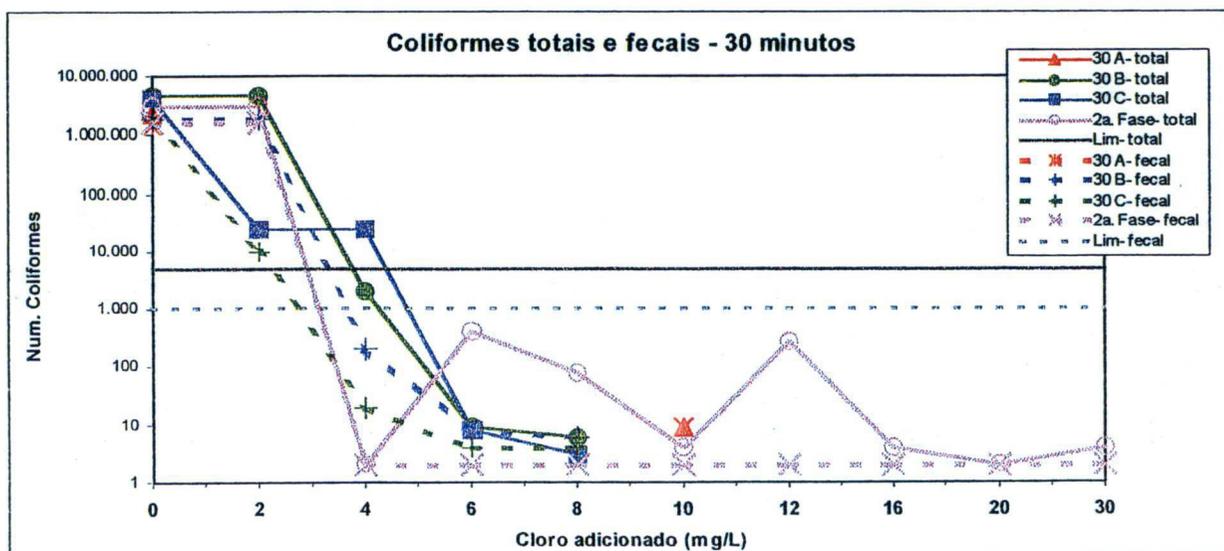


GRÁFICO 5.10 – COLIFORMES TOTAIS COM TEMPO DE 30 MINUTOS DE CONTATO



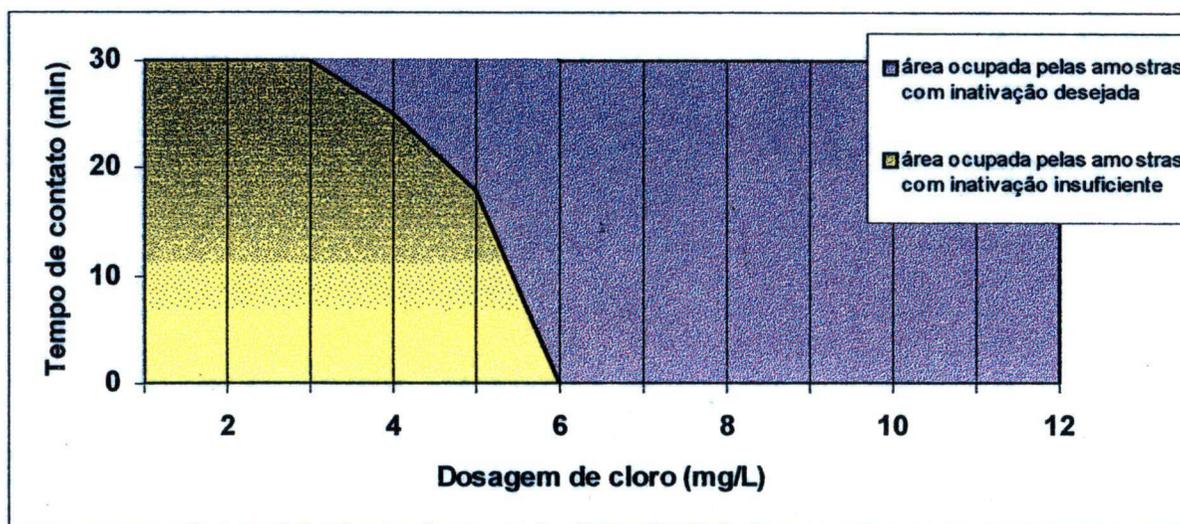
Os resultados apresentados permitem sugerir que a dosagem de cloro para desinfecção dos efluentes da ETE Colombo- Sede, seja de 6 mg/L com 20 minutos de contato. A literatura recomenda, que a dosagem seja aumentada, devido as interferências do meio, as quais não atingem os testes em bancada. Porém, não se recomenda este aumento, devido aos problemas que podem ser gerados ao meio ambiente, com o excesso de cloro. Lembramos que os possíveis interferentes em escala real, possam ser compensados pela dosagem, já que o tanque de contato é calculado pela vazão média da ETE. Após o sistema de desinfecção entrar em operação, a dosagem de cloro pode ser facilmente aumentada com a devida calibração da bomba dosadora, porém o tanque de contato dificilmente será alterado, após a obra executada.

O gráfico a seguir, foi construído com todos os resultados para coliformes fecais, agrupados e representados proporcionalmente em forma de área, onde cada resultado ocupa um espaço pré-definido em cores. O amarelo, representa as amostras cuja dosagem de cloro e tempo de contato, não resultaram na inativação de no máximo 1.000 NMP/100 mL de CF. O azul, representa as amostras, nas quais a redução de CF, foi a esperada, em função também da dosagem de cloro e do tempo de contato. Desta forma, analisando o gráfico reduzindo ou aumentando o tempo de contato e a dosagem de cloro disponível a ser adicionada, pode ser observado de forma prática se o conjunto irá ou não atingir a inativação desejada de CF. Observar, que a análise proposta se referenda a dosagem de cloro disponível adicionada ao efluente e não ao cloro residual, conforme sugere a literatura (METCALF & EDDY, 1991 entre outros). Entendemos que o enfoque na desinfecção de esgoto, deve ser diferente da desinfecção de água tratada. No segundo caso, há interesse na permanência do cloro residual na água, sendo que para o efluente sanitário é um desastre ao meio aquático ou custo desnecessário na descloração. Nos efluentes sanitários, principalmente os de reatores anaeróbios, a presença de nitrogênio amoniacal, resultará em cloraminas que são tão prejudiciais ao corpo receptor, quanto o cloro livre. Portanto, o dosagem ideal é a que

possibilita a inativação dos microorganismos dentro da taxa desejada, evitando a formação de subprodutos que consequentemente irá aumentar o custo da descloração, ou o que é pior, lançar no meio ambiente substâncias tóxicas. Prezar pelo controle na adição de cloro disponível e na mistura imediata, conforme sugerem HASS e KARRA (1984) e HASSEN et al. (1998), nos parece ser a melhor alternativa quando se trata de desinfecção de efluentes sanitários.

O gráfico 5.11, ilustra o texto.

GRÁFICO 5.11 – GRÁFICO DE ÁREA QUE REPRESENTA O AGRUPAMENTO DOS RESULTADOS OBTIDOS POR DOSAGEM DE CLORO E TEMPO DE CONTATO



Diante dos resultados, vale ressaltar que:

- a quantidade de coliformes totais e fecais nas duas fases da pesquisa foram na ordem de 10^6 , na escala logarítmica, portanto muito próximos;
- os métodos de análise utilizados para estes resultados de coliformes totais e fecais, não foram os mesmos utilizados nas duas fases, daí a exclusão de alguns deles, conforme já citado;
- a dosagem sugerida encontra-se dentro da média encontrada na literatura para desinfecção de efluentes com nível secundário de tratamento.

Os efeitos prejudiciais do cloro livre e das cloraminas formadas durante a cloração, no corpo receptor, nas últimas décadas está sendo alvo de estudos nos países desenvolvidos, conforme amplamente abordado na revisão bibliográfica desta pesquisa. Conforme mencionado em outro momento, é recomendada a descloração do efluente antes do lançamento no corpo receptor, mas mesmo assim, a quantidade de cloro deve ser rigorosamente controlada.

Com relação aos parâmetros físico-químicos analisados para os efluentes da ETE Colombo- Sede, os resultados foram anexados em um único quadro, juntamente com os valores do afluente, retirados do quadro 3.5, fornecido pela SANEPAR e anexado no capítulo 3. Os resultados mais significativos, apresentados anteriormente neste trabalho, estão reunidos no quadro 5.9 a seguir.

QUADRO 5.9 – RESULTADOS DOS PARAMETROS FISICO-QUIMICOS E BIOLÓGICOS DO AFLUENTE E DOS EFLUENTE DA ETE ANTES DA CLORAÇÃO NAS DUAS FASES DO EXPERIMENTO

RESULTADOS DOS PARAMETROS FISICO-QUIMICOS E BIOLÓGICOS DO AFLUENTE E DOS EFLUENTE DA ETE ANTES DA CLORAÇÃO NAS DUAS FASES DO EXPERIMENTO									
Parâmetros	UNIDADE	AFLUENTE ⁽¹⁾		FASE 1			FASE 2	EFLUENTE ⁽¹⁾	
		Ago ⁽²⁾	2002 ⁽²⁾	12/08/02	13/08/02	14/08/02	26/08/02	Ago ⁽²⁾	2002 ⁽²⁾
DQO	mgO ₂ /L	195,28	263,91	124,14	143,60	145,55	138,05	136,3	106,7
DBO	mgO ₂ /L	95,28	134,98	36,05	37,28	43,66	65,41	49,10	42,39
Sólidos Totais	mg/L			434,00	416,00	440,00	486,00		
Sólidos Tot. Fixos	mg/L			277,00	286,00	323,00	358,00		
Sól. Tot. Voláteis	mg/L			157,00	130,00	117,00	128,00		
Nitrog. Amoniacal	mgN-NH ₃ /L			44,29	46,45	50,95	59,92		
pH	7,68	7,41	7,30	7,20	7,24	7,34	7,6	7,53
Temperatura	°C			20,00	21,00	19,00	21,00		
Cloro Res. Livre	mg/L			0,00	0,00	0,30	< 0,10		
Cloro Res. Total	mg/L			0,00	0,00	0,30	< 0,10		
Coliformes Totais	NMP/100 mL			2,4 x 10 ⁶	4,3 x 10 ⁶	4,1 x 10 ⁶	3,0 x 10 ⁶		
Coliformes Fecais	NMP/100 mL	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁸	1,5 x 10 ⁶	1,9 x 10 ⁶	2,0 x 10 ⁶	1,7 x 10 ⁶		

⁽¹⁾ VALORES AFLUENTES E EFLUENTES DA ETE, CONFORME QUADRO 3.5 OBTIDO NA SANEPAR.

⁽²⁾ VALORES MÉDIOS DO MÊS DE AGOSTO E MÉDIOS DO ANO DE 2002.

Uma análise mais criteriosa dos resultados do afluente e do efluente da ETE, no decorrer de 2002, revela que a eficiência esperada no projeto da ETE está muito longe de ser atingida. Especificamente em relação ao parâmetro de DBO, que é avaliado com rigor pelo IAP⁴⁵.

Pelo projeto a redução esperada no RALF é de 80 % e no filtro anaeróbio é de 50% da DBO resultante. Assim, para o mês de agosto, cuja DBO média do afluente, foi de 95,28 mg/L o valor esperado deveria ser de 9,53 mg/L. No entanto, o valor da DBO de 42,39 mg/L, indica claramente que a ETE não está atingindo o nível de depuração esperado. A primeira possível causa para estes valores, que seria a sobrecarga da estação, é imediatamente descartada, pois a vazão média afluente foi de 17,26 L/s e média projetada é de 30 L/s. Na busca dos problemas que possam estar ocorrendo na ETE Colombo, algumas informações foram colhidas na SANEPAR. As opiniões dos Engenheiros Celso Savelli Gomes⁴⁶ e Rosilete Busato⁴⁷ coincidem, ao alertarem para a reduzida taxa de DBO afluente, atípica para esgotos domésticos. Aduz o primeiro citado que *“com a baixa carga de nutrientes, fica comprometida a produção de bolhas de gás, responsáveis pela expansão do manto de lodo. Em consequência, o leito se torna pouco espesso o que propicia um “curto-circuito” no escoamento. A formação de caminhos preferenciais, é dificilmente evitada pela restrita área de contato do manto de lodo, ocasionando a baixa eficiência no reator.* Savelli comenta ainda, que pelas características do afluente, a diluição por infiltração não deve ser inferior a 50%. A segunda citada, Enga. Rosilete comentou também que na época da implantação da ETE Colombo- Sede, estava prevista a ampliação das redes coletoras de esgoto numa parceria entre SANEPAR e prefeitura local, o que não

⁴⁵ Instituto Ambiental do Paraná, principal órgão de fiscalização dos Paraná, responsável entre outras atividades, pela aprovação e fiscalização das ETE's no estado.

⁴⁶ Eng. da SANEPAR já citado, um responsáveis pelo projeto e implantação do RALF. Contato pessoal com os referidos engenheiros entre abril e maio de 2003.

⁴⁷ Enga. Civil trabalha na Unidade de Projetos da SANEPAR, acompanhou a implantação da referida ETE.

ocorreu e que as redes existentes são mais antigas, o que provavelmente, está permitindo infiltração do lençol freático, causando diluição do efluente. Junto à operação da ETE, foi confirmada a informação da ocorrência de infiltração e ainda, que as redes são em sua maioria de manilha de barro, executadas com junta argamassada, elementos que contribuem para o agravamento do problema.

Outro fato observado pela autora, diz respeito a elevatória de recuperação de nível, na entrada da ETE. A vazão efluente do Filtro Anaeróbio é cíclica, em função da bomba, ou seja, ora não há escoamento de efluente ou é mínimo, ora o escoamento é expressivo com certa turbulência. Esta situação pode estar ocasionando arraste de lodo do filtro, prejudicando a eficiência do mesmo. Não foi possível observar o comportamento do escoamento na saída do RALF.

Diante do exposto, a baixa eficiência da ETE pode estar vinculada a:

- falta de nutrientes para formação e expansão adequada do manto de lodo;
- infiltração excessiva do lençol freático na rede, diluindo o afluente;
- descontinuidade de escoamento.

Outra parte do trabalho, que é a pesquisa, com relação a formação dos trihalometanos, foi realizada no laboratório instrumental do SENAI-CIC/CETSAM. As amostras destinadas à análise cromatográfica foram tratadas conforme indicado na parte experimental e no intuito de proporcionar uma visão geral, serão mostrados todos os resultados que caracterizam o efluente bruto e os residuais de cloro nos tempos de 30 minutos e 21 horas de contato, além dos resultados cromatográficos, nos quadros 5.10 e 5.11.

QUADRO 5.10 – RESULTADOS OBTIDOS NOS LABORATÓRIOS DO SENAI-CIC/CETSAM COM TEMPO DE CONTATO DE 30 MINUTOS

ETE COLOMBO - Tempo de contato 30 minutos -coleta 26/08/2002								
Parâmetros	Unidade	Cloro adicionado						
		0 mg/L	4 mg/L	8 mg/L	12 mg/L	16 mg/L	20 mg/L	30 mg/L
Clorofórmio	µg/L	< 2,0	16,80	48,80	97,10	388,30	375,40	936,40
Bromofórmio	µg/L	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Diclorobromometano	µg/L	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
Dibrocloreto	µg/L	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0	< 2,0
DQO	mgO ₂ /L	138,05						
DBO	mgO ₂ /L	65,41						
Sólidos Totais	mg/L	486,00						
Sólidos Totais Fixos	mg/L	358,00						
Sólidos Tot. Voláteis	mg/L	128,00						
Nitrogênio Amoniacal	mgN-NH ₃ /L	59,92						
pH	7,34	7,30	7,30	7,30	7,30	7,20	7,10
Temperatura	°C	21,00	22,00	22,50	22,00	22,50	23,00	24,00
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,10	0,60	2,00	4,00	4,00	3,00	8,00
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,10	1,00	6,00	9,00	10,00	10,00	20,00

QUADRO 5.11 - RESULTADOS OBTIDOS NOS LABORATÓRIOS DO SENAI-CIC/CETSAM COM TEMPO DE CONTATO DE 21 HORAS

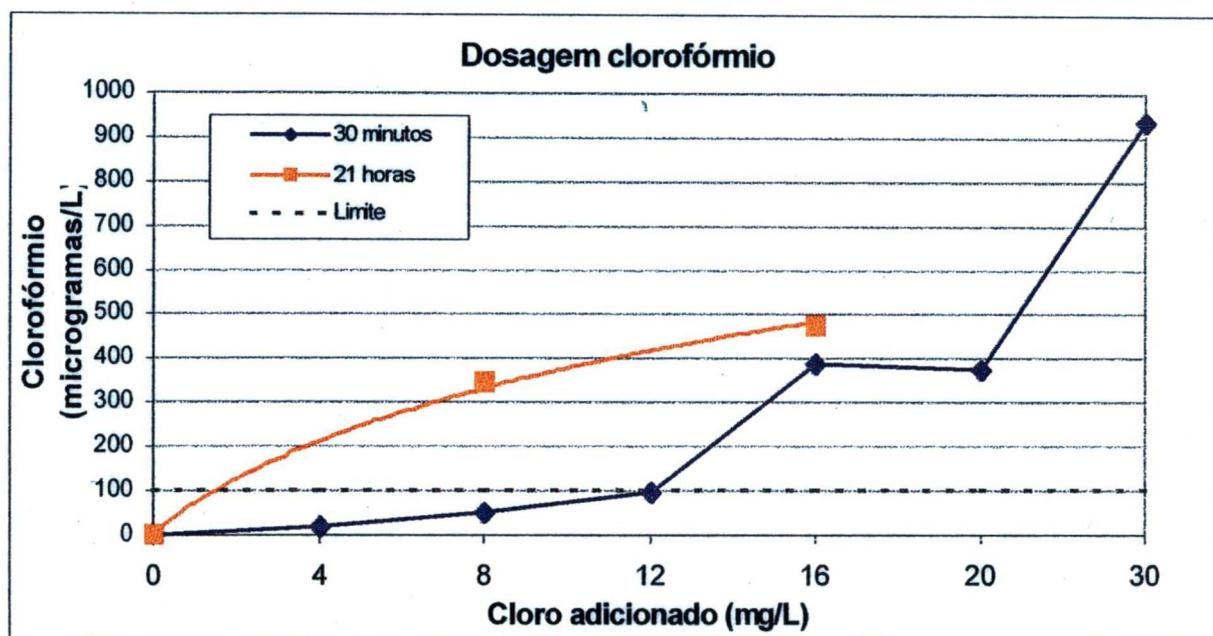
ETE COLOMBO – Tempo de contato 21 horas - coleta 26/08/2002				
Ensaio	Unidade	Cloro adicionado		
		0 mg/L	6 mg/L	10 mg/L
Clorofórmio	µg/L	< 2,0	¹ 347,6	¹ 474,3
Bromofórmio	µg/L	< 2,0	¹ < 2,0	¹ < 2,0
Diclorobromometano	µg/L	< 2,0	¹ < 2,0	¹ < 2,0
Dibrocloreto	µg/L	< 2,0	¹ < 2,0	¹ < 2,0
DQO	mgO ₂ /L	138,05		
DBO	mgO ₂ /L	65,41		
Sólidos Totais	mg/L	486,00		
Sólidos Totais Fixos	mg/L	358,00		
Sólidos Tot. Voláteis	mg/L	128,00		
Nitrogênio Amoniacal	mgN-NH ₃ /L	59,92		
pH	7,34	7,30	7,20
Temperatura	°C	21,00	22,00	22,50
Cloro Residual Livre	mg/L	< 0,10	1,50	2,40
Cloro Residual Total	mg/L	< 0,10	4,00	6,00

⁽¹⁾ O tempo de contato (com cloro) antes da análise foi de 21 horas.

Os resultados acima identificam que para esse efluente, o THM formado em doses significativas foi o clorofórmio, sendo que os demais alcançaram valores inexpressivos ou nem existiram.

O gráfico 5.12, denota de forma mais clara a evolução da formação do clorofórmio, em função do tempo de contato e da dosagem de cloro.

GRÁFICO 5.12 - DOSAGEM DE CLORO E CLOROFÓRMIO PRODUZIDO COM 30 MINUTOS DE CONTATO



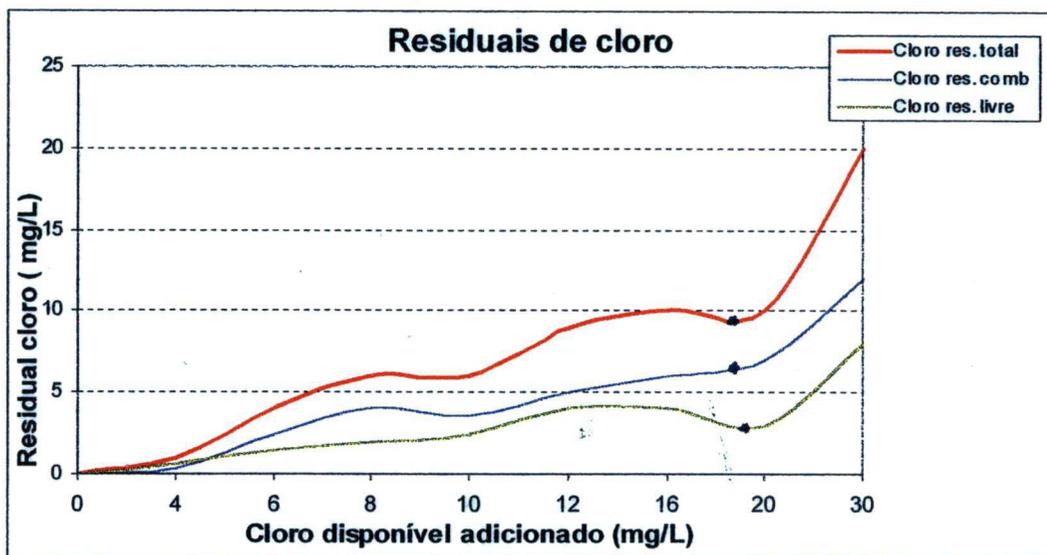
Os resultados obtidos à partir de 12 mg/L, são preocupantes, e os que ficaram com tempo de contato de 21 horas são mais ainda, lembrando que o limite admissível é de 100 µg/L.

De acordo com a literatura já abordada, não se esperava a formação de THM, desde o início da cloração. Muitos autores afirmam que não há possibilidade de formação de THM enquanto existir nitrogênio amoniacal disponível. Outros, mais cautelosos, já admitem que a formação das cloraminas consomem o cloro mais rapidamente, porém não descartam as possíveis reações paralelas do cloro com a matéria orgânica. O fenômeno *breakpoint chlorination*⁴⁸, também é mencionado como um marco entre a menor e maior probabilidade de produção de THM's, ou seja, antes do *breakpoint* a probabilidade é quase insignificante, após, já pode ser considerada. O

⁴⁸ Sem tradução para o português, é o fenômeno que ocorre com adição de concentrações elevadas de cloro na desinfecção de efluentes, definição completa no capítulo 2.

fenômeno do *breakpoint*. O gráfico 5.13, que relaciona os residuais de cloro encontrados e o cloro adicionado, sugere a ocorrência do *breakpoint* entre as dosagens de 16 e 20 mg/L.

GRÁFICO 5.13- CURVAS CARACTERÍSTICAS DOS RESIDUAIS DE CLORO ENCONTRADOS NAS AMOSTRAS APÓS ADIÇÃO DE CLORO

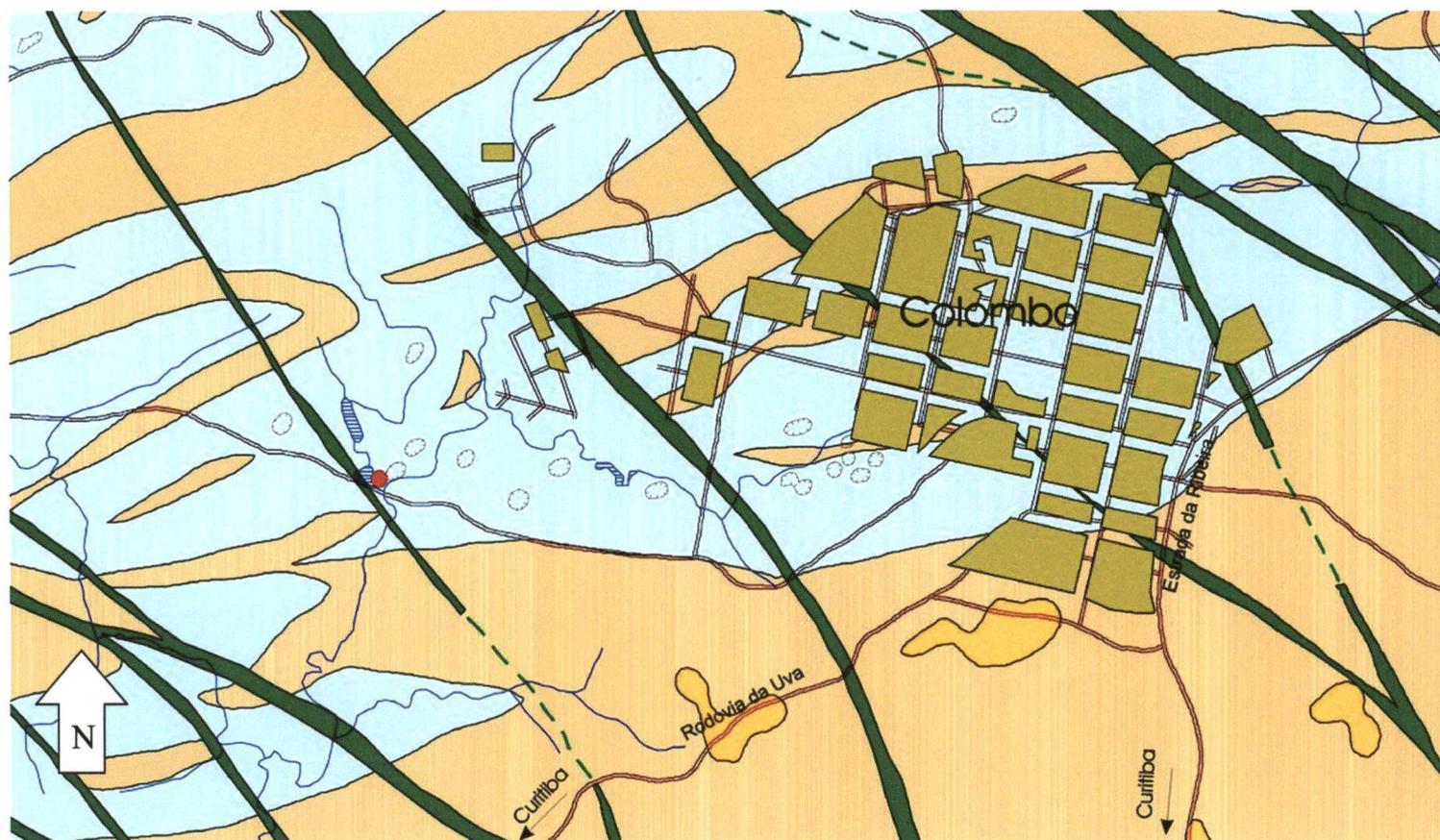


Embora não seja usual na literatura, este gráfico relacionando o cloro nas fases livre, combinado e total, aqui demonstrado tem função ilustrativa. Analisando a curva em vermelho, cloro residual combinado, é possível denotar a tendência da formação de um patamar, entre as dosagens de cloro 12 mg/L e 16 mg/L, com pequeno declive próximo a 20 mg/L. Portanto pode ser depreendido, que o *breakpoint chlorination* ocorreu após a adição de 16 mg/L de cloro disponível e que até então, provavelmente houvesse a formação das cloraminas. Comparando a curva em questão, com a do gráfico 5.12, pode ser nitidamente observada a semelhança por aquela formada pelos resultados encontrados para clorofórmio durante o mesmo período, nas mesmas dosagens de cloro adicionado. A semelhança apresentada é mera coincidência diante do que tem sido publicado até então a respeito, todavia com os resultados obtidos, não há como desconsiderar a competitividade das reações paralelas entre o cloro e a matéria orgânica precursora dos THM's.

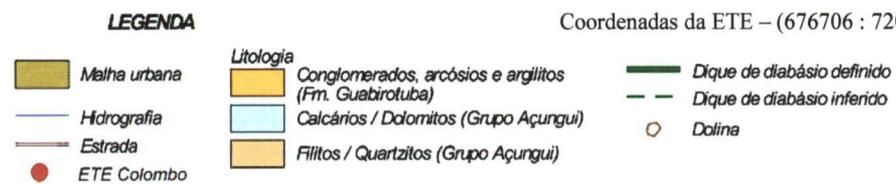
Avaliando mais detalhadamente o efluente pesquisado e as circunstâncias operacionais do sistema, buscou-se uma possível causa para os elevados índices de clorofórmio encontrados. Um dos prováveis interferentes, pode estar relacionado com a água que se infiltra na rede, já comentado anteriormente. Mais detalhes sobre a região onde se situa a cidade de Colombo, foram encontrados na USHG – Unidade de Serviço de Hidrogeologia da SANEPAR, onde obteve-se a informação de que a formação geológica de origem cárstica⁴⁹, é aflorante na região central de Colombo. A figura 5.1, localiza a ETE Colombo, dentro do município e dá uma visão geral da situação da sede municipal, segundo a formação geológica da região.

⁴⁹ Áreas constituídas por rochas carbonáticas, submetidas à dissolução pela percolação de águas superficiais e subterrâneas. Cobertas por materiais inconsolidados observa-se uma tendência natural dos materiais de recobrimento em preencher as cavidades do substrato rochoso. Favoráveis à exploração de água subterrânea, o *karst* é um aquífero que sofre recarga e descarga muito rápidas, com nível de lençol oscilante em função da periodicidade climática.

FIGURA 5.1 - SITUAÇÃO DA ETE COLOMBO NO MUNICÍPIO DE COLOMBO



Fonte: SANEPAR



Coordenadas da ETE – (676706 : 7201359 – Datum Córrego Alegre)

O substrato onde está assentada a cidade é frágil, e a constante dissolução das rochas carbonáceas, contribui com a instabilidade do mesmo (MINEROPAR,1998). As redes coletoras construídas com manilhas de barro e junta argamassada (rígida), tornam-se inadequadas, pela facilidade de rompimento em função da baixa resistência do solo e, por tratar-se de zona de descarga do aquífero, o lençol freático encontra-se próximo a superfície e aflorante em vários pontos. Estima-se que 50% da vazão afluyente é de origem cárstica, transformando o efluente num **misto de água bruta e servida.**

A invasão do aquífero Cárstico nas redes coletoras de esgoto pode estar acelerando as reações de formação de THM, o que foi evidenciado por GALLARD e GUNTEN (2002) na pesquisa que envolveu águas naturais e sintéticas de origens diversas (rio, lago e de subsolo). A amostra retirada do aquífero *Porrentruy*, de origem cárstica, teve a maior taxa de reação entre a formação potencial inicial e final de trihalometanos, ($k= 0,124/\text{mol.s}$), ou seja, maior *potencial de formação de trihalometanos* (THMFP⁵⁰), em função do tempo, valor 10 vezes maior que o encontrado para águas de superfície. Este valor foi justificado pela diferente natureza da matéria orgânica. Os autores comentam que é difícil esclarecer esses resultados, uma vez que não há valores disponíveis na literatura para avaliar as taxas de formação de THM (ou o consumo de cloro) advindos da matéria orgânica natural ou modelos de compostos orgânicos.

No início do projeto de pesquisa, era desconhecida a severa infiltração nas redes coletoras e desta possível interferência, tanto no desempenho da ETE quanto na formação dos THM's. Essa possibilidade só foi considerada quando se buscaram esclarecer as altas taxas de clorofórmio obtidas e o baixo desempenho da ETE. O teor de carbonato encontrado confirma a presença do aquífero, lembrando que a água distribuída à população tem a mesma origem, embora não tenham sido encontrados

⁵⁰ THMFP- potencial de formação de trihalometanos, que mensura a taxa de reação dos precursores com a concentração de cloro disponível.

THM's no efluente bruto (sem cloração). As taxas de alcalinidade expressas como carbonato de cálcio podem ser evidenciadas no quadro 3.5, inserido no capítulo 3, quando foram descritas as características da ETE. A média encontrada em 2002, foi de 273,07 mg/L de CaCO₃ no afluente e 362,94 mg/L de CaCO₃ no efluente. Coincidentemente, a média do mês de agosto foi expressiva⁵¹, entre 250,83 mg/L de CaCO₃ no afluente e 362,94 mg/L de CaCO₃ no efluente. As taxas de alcalinidade detectadas tanto para o afluente como o efluente, são atípicas para a região sul.

Os valores encontrados para os THM's, são no mínimo preocupantes pois os graves efeitos negativos desses elementos no meio aquático não podem ser desconsiderados. Deve ser ressaltada a estabilidade do clorofórmio, sendo cumulativo e mutagênico podendo causar graves danos ao meio ambiente a médio e longo prazo, conforme mencionado na revisão bibliográfica. Estes danos se acentuam em corpos receptores dotados de pequena vazão e volume, sujeitos a variações climáticas, como neste caso, onde o fator diluição não pode ser levado em conta durante vários períodos do ano. Lembrando que a água do córrego é utilizada na agricultura, pela população que reside nas margens, o risco iminente à saúde e ao meio ambiente já existe hoje sem desinfecção e, com certeza, existirá amanhã, caso não sejam tomados os cuidados necessários ao se proceder a desinfecção.

Há de se levar em conta, que o córrego é formado pela descarga do aquífero, e que em períodos de seca, a vazão cai drasticamente. Da mesma forma que as redes de esgoto são invadidas pela água do *Aquífero Cárstico*, e o córrego tem vazão que oscila em função das chuvas, nos períodos de seca, provavelmente a tubulação comprometida deixa de receber a água de infiltração podendo ainda perder líquido para o meio. O aquífero pode estar sendo seriamente comprometido, tanto pela contaminação através das redes coletoras de esgoto, como pelo córrego que recebe os efluentes da ETE. ROSTAD(2002), LEENHEER(2002), EPA (1999c), BYL (2002),

⁵¹ Média para esgoto doméstico 50 a 200 mg/L Ca CO₃. Ver quadro 2.7, item 2.1 da referência bibliográfica.

comentam sobre as variações do comportamento dos aquíferos compostos de pedras calcárias, pela facilidade de formação de caminhos diretos entre o fluxo de água da superfície e o aquífero confinado, ou ainda, que em pontos distintos pode operar com alta taxa de degradabilidade microbiana. A celeuma sobre o comportamento do aquífero, neste momento, tem por objetivo alertar sobre o que pode ser encontrado e a importância em conhecer adequadamente o efluente que será submetido à desinfecção.

Vale ressaltar, que a diluição (infiltração) citada neste caso, não pode ser confundida com aquela normalmente esperada nos cálculos de rede coletora de esgoto e ETES, cujos efeitos são acentuados normalmente nos períodos de chuva.

Diante dos fatos, o efluente pesquisado e a região, tem características próprias e requer atenção especial. No que tange a literatura e a realidade brasileira, os resultados obtidos são plenamente passíveis de acontecer em inúmeros casos, em qualquer lugar deste vasto território que compõe nosso país.

Numa análise crítica da literatura disponível para dosagens de cloro em mg/L, são citadas no quadro 5.12 as dosagens recomendadas por CHEREMISINOFF (2002), para a desinfecção de efluentes na faixa de temperatura de 20 a 25 °C e tempo de contato de 10 a 60 minutos.

QUADRO 5.12- DOSAGEM DE CLORO RECOMENDADA PARA DESINFECÇÃO DE EFLUENTES

ÁGUAS RESIDUÁRIAS	DOSAGEM
Esgoto bruto	6-12 mg/ L
Esgoto decantado	5-10 mg/ L
Efluente de precipitação química	3-10 mg/ L
Efluente de filtro percolador	3-10 mg/ L
Efluente de lodos ativados	2-8 mg/ L
Efluente de filtro de areia	1-5 mg/ L

FONTE - CHEREMISINOFF (2002)

O autor tece comentários sobre a dosagem em função do microorganismo que se deseja eliminar, pH do efluente, origem e tempo de contato, indicando que essas dosagens não são fixas, apenas recomendadas.

Dosagens e recomendações semelhantes ocorrem em outras referências internacionais, por exemplo, WHITE (1999), METCALF & EDDY (1991), QASIM (1999). Quanto a bibliografia nacional CHERNICHARO et al. (2001) e JORDÃO & PESSOA (1995), também utilizam referências internacionais quando recomendam a dosagem de cloro, com importantes ressalvas: “...testes de laboratório são uma ferramenta importante para se determinar a concentração de cloro requerida.”(CHERNICHARO et al., 2001), “...quantidade necessária de cloro: é função do estado do esgoto.”(JORDÃO & PESSOA, 1995).

Os resultados obtidos nas pesquisas, com relação aos subprodutos da cloração, giram em torno dos THM's, porém, os demais compostos não devem ser esquecidos e respaldam as observações registradas a seguir.

Não é recomendado abrir mão do conhecimento pleno do efluente a ser tratado e as tabelas de valores sugeridos para cloração podem não ser adequadas. O tempo de contato revelou-se um fato importante nesta pesquisa e a sugestão para o cálculo do tanque de contato, é de 20 minutos. Mencionado em outro momento, o cálculo da unidade em questão, é baseada na vazão média do efluente e o tempo de contato presumido. A flutuação da vazão em uma ETE não é novidade para nenhum profissional da área, portanto, o tempo de contato dificilmente será mantido. Observar ainda, que nos horários de vazão máxima, os tempos de contato fatalmente serão menores que o previsto para vazão média, que será utilizada para o cálculo do tanque de contato o que poderá ser compensado pelo aumento da dosagem de cloro. Nos horários entre 23:00 h e 4:00 h, quando a vazão diminui em até 5 vezes daquela utilizada no cálculo do tanque de contato, naturalmente o tempo de retenção será bem maior, podendo então, favorecer a formação de THM entre outros subprodutos indesejáveis.

No período da realização desta pesquisa, muitos profissionais que atuam em saneamento básico foram ouvidos, conforme pôde ser observado na citação de vários deles no decorrer do texto. Opiniões sobre os mais variados aspectos foram

contemplados, desde os processos de tratamento de esgoto, até a absoluta necessidade de proceder a desinfecção, passando a discussão pelas alternativas disponíveis no mercado, benefícios à saúde pública, prejuízos ao meio ambiente, literatura, enfim, não há como desconsiderar as divergências conceituais encontradas. Porém, as opiniões convergem para um ponto comum: a diminuição gradual de investimentos na área de saneamento básico principalmente na última década. Os dados fornecidos pelo IBGE e pelo SNIS, comprovam esta assertiva e a conclusão é unânime, “ainda há muito a ser feito”.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos no estudo de caso indicam que **para a ETE Colombo-Sede, nas condições atuais de operação**, a adição de 6 mg/L de cloro disponível, com 20 minutos de contato, permitem a redução dos indicadores microbianos para atender a classificação do corpo receptor pelo CONAMA n.º. 20, ou seja, 5000 NMP/ 100 ml para coliformes totais e 1000 NMP/ 100 ml para coliformes totais.

A formação de THM's só ultrapassou os limites admissíveis, de 100 µg/ L, para dosagens de cloro superiores a 12 mg/L e tempo de contato de até 30 minutos. No entanto, para tempo de contato superior a 20 horas, resultados preocupantes com relação aos subprodutos da cloração foram observados, alcançando 347,60 e 474,3 µg/ L para dosagens de cloro de 6 e 10 mg/L respectivamente, lembrando que foram realizadas várias análises, porém de apenas uma amostra.

Durante a avaliação dos resultados obtidos, tanto na desinfecção quanto na formação de subprodutos, vários itens foram observados, com relação ao desempenho da ETE, ao processo de desinfecção que pode ser implantado e a literatura disponível, gerando as seguintes conclusões:

- A ETE Colombo opera em situação crítica, conforme demonstra a redução da DBO em 50%, entre o afluente e efluente, quando o índice esperado seria de 90%. Esta baixa eficiência pode estar relacionada à infiltração que ocorre nas redes coletoras de esgoto. Foi constatado que esta infiltração não é do tipo convencional, mas sim uma infiltração do aquífero Cárstico. Conforme abordado nas referências, trabalhos na literatura associam para águas de origem cárstica características peculiares que foram responsáveis pela formação de altas taxas de trihalometanos.
- As dosagens de cloro adicionadas às amostras foram adequadas, proporcionando avaliação segura da inativação dos coliformes, sendo que a mesma observação pode ser feita com relação aos tempos de contato, para as condições atuais de operação.

- Ainda com relação às dosagens de cloro, as quantidades utilizadas se encontram dentro dos valores sugeridos pela literatura disponível. Para a amostra pesquisada, o tempo de contato, passou a ser relevante face aos resultados obtidos na mensuração dos subprodutos, principalmente naquelas que tiveram tempo de detenção de 21 horas. Denota-se que as típicas variações de vazão das ETE's, no decorrer das 24 horas do dia, devem ser melhor avaliadas, principalmente nos horários de vazão mínima, quando o tempo de contato poderá ser de até 5 vezes o estabelecido no cálculo do tanque de contato. Uma das sugestões suportadas pelos resultados obtidos, visando minimizar o problema, é a interrupção da cloração no período noturno.
- Uma análise crítica sobre os resultados obtidos com os dois métodos utilizados para as análises de coliformes totais e fecais, *colilert* e tubos múltiplos, denota-se que o primeiro citado pode não ser totalmente adequado para este fim, uma vez que nas amostras iniciais, resultados inconsistentes foram obtidos para diferentes diluições do efluente. Dessa forma, nos parece temerosa a utilização dos resultados de leitura das cartelas pelo método *colilert* sem que análises com várias diluições do mesmo efluente sejam efetuadas até chegar-se àquela mais representativa.
- Observou-se que para a amostra utilizada, as reações para formação dos THM's iniciaram simultaneamente às das cloraminas, contrariando parte do que leciona a literatura disponível.
- **O conhecimento pleno do efluente a ser tratado não pode ser desconsiderado**, lembrando que as tabelas de valores sugeridos para cloração podem não ser adequadas aos resultados desejados durante a desinfecção.
- Devido a necessidade de se proceder a desinfecção dos efluentes da ETE Colombo-Sede, pode-se concluir que, apesar da discussão gerada no entorno dos subprodutos da cloração, a utilização do cloro ainda pode ser a alternativa mais viável a ser implantada, pelas seguintes razões:
 - os resultados obtidos demonstram que a cloração atende a contento a redução de indicadores microbiológicos estabelecidos;

- a cloração é a tecnologia de maior domínio no país, cujos resultados (positivos e negativos) são conhecidos, gerando maior garantia nos resultados desejados;
- com o domínio da tecnologia do processo recomendado, os efeitos adversos podem ser controlados com maior segurança;
- a mão de obra necessária (ou treinamento) para operação é encontrada mais facilmente, devido a larga utilização da cloração nos SAA;
- o custo na implantação e manutenção dos equipamentos requeridos pelos demais processos, provavelmente serão mais elevados com relação a cloração; e
- a literatura disponível demonstra que as demais opções para desinfecção, ou estão em fase experimental no país, ou se referendam às experiências dos países mais desenvolvidos.

À partir das conclusões obtidas **nos experimentos com os efluentes da ETE Colombo** e a exposição das divergências encontradas na literatura disponível, de uma forma generalizada pode-se dizer que:

- Atualmente, a sugestão quanto ao controle na dosagem de cloro na desinfecção dos efluentes sanitários, reporta a sistemática utilizada nos sistemas de tratamento de água. Esta pode não ser uma boa alternativa se observar-se o resultado final desejado. Nas plantas de abastecimento de água, o cloro residual é fixado, não só para garantia da inativação dos coliformes na saída da ETA, mas também como preventivo na distribuição, devido ao longo caminho muitas vezes percorrido pela água, entre a ETA e a torneira da residência do usuário. Para os efluentes sanitários, a abordagem é totalmente diversa, já que o único objetivo da desinfecção é a inativação imediata dos microrganismos presentes, com o menor residual de cloro possível tanto livre como combinado, pois o custo da cloração é proporcional à quantidade de cloro residual

no fim do processo.

- Para cidades de pequeno porte, estudos comprovam que as alternativas descritas como naturais para tratamento e disposição de efluentes sanitários (disposição controlada no solo, valas de infiltração, entre outros), podem ser indiscutivelmente mais vantajosas sobre os processos físico-químicos, principalmente quando adequadamente levantados os custos de implantação e operação do sistema.
- As lagoas facultativas, também são processos naturais de depuração e desinfecção, sem limitação de tamanho quanto ao volume de esgoto a ser tratado, mas pela área requerida. Sistema já difundido no país, aparece como excelente alternativa como pós-tratamento de reatores biológicos, bem como para os demais processos.
- A **real necessidade** de proceder a desinfecção dos efluentes deve ser melhor avaliada, caso a caso. Atualmente, a SANEPAR não aprova um projeto de implantação de sistema de tratamento de esgoto sanitário, que não venha previamente dotado de desinfecção. Se o objetivo desta exigência é garantir melhoria da qualidade de vida da população, obtendo pleno controle sobre as doenças de veiculação hídrica, esta conquista pode ficar comprometida, sem o meio ambiente equilibrado e salubre. Até o momento, pode ser entendido que o primeiro objetivo será facilmente alcançado através da desinfecção, mas o equilíbrio do meio ambiente poderá ser irreversivelmente atingido. Assim, garantir saúde diante deste contexto é uma afirmação utópica. Não há como separar esses aspectos, pois a saúde e o bem estar da população estão obviamente vinculados ao meio ambiente. Finalizando, a questão das normas vigentes, precisam ser revistas, pois os exemplos citados no decorrer deste texto, não podem ser desconsiderados.

7 SUGESTÃO PARA TRABALHOS FUTUROS

A inegável precariedade da mão de obra disponível para o setor de saneamento (principalmente fora dos grandes centros) e a incipiente experiência técnica com relação a desinfecção de esgoto dentro do próprio país, trazem a problemática à tona.

Conforme mencionado em outro momento, o setor de saneamento conta com vários profissionais em todo país buscando soluções e alternativas para o problema, se deparando diariamente com as variantes já estabelecidas.

Diante do exposto, novas pesquisas devem ser efetuadas, admitindo-se como objetivos:

- elaboração de análises com diferentes tempos de contato, visando avaliar a formação dos subprodutos tóxicos (THM e HAA);
- adequada avaliação do método denominado *colillert*;
- avaliação mais precisa sobre a influencia do aquífero Cárstico na formação de THM e HAA, visando também a proteção da água de distribuição;
- estudo sobre a possibilidade de não proceder a cloração no período de vazão mínima (entre 23:00 h e 4:00 h) à noite;
- estudo comparativo sobre os efeitos tóxicos das cloraminas nas águas de superfície;
- avaliações de custo entre as opções de desinfecção, abordando além dos valores a serem gastos com implantação, operação e manutenção, a disponibilidade de mão de obra operacional e os passivos ambientais que possam ser gerados com os efluentes da ETE.

REFERÊNCIAS

ABES – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA. In: **VII Catálogo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, 1994.

ACHER, A.; FISCHER, E.; TURNHEIM.; MANOR, Y. Ecologically friendly wastewater disinfection techniques. **Elsevier Science**, Israel, v. 31, n° 6, p. 1398-1404, 1996.

ACRA, A.; RAFFOUL, Z.; KARAHAGOPIAN, Y. Solar Desinfection of drinking water and oral rehydration solutions. **United Nations Children'ss Foundation**. Amman, Jordan, 1984. 56 p.

AIETA, M.; BERG, J. A Review of Chlorine Dioxide in Drinking Water Treatment. **Journal of the Water Works Association. Research e Tecnologia**, p. 62-72, june, 1986.

AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator anaeróbio compartimentado seqüencial e bacia de infiltração rápida, no tratamento de esgoto sanitário. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. v.2. Belo Horizonte: Segrac, p. 48-58, 2001.

AMBERGER, K.; BAUMGÄRTNER, B. Generation and Metering of Chlorine Dioxide. **Drinking Water and Industrial. Water Treatment Applications**. ProMinent Dosiertchnik Heidelberg, 1995.

AMY, G. L.; CHADIK, P. A.; KING, P. H. Chlorine utilization during trihalomethane formation in the presence of ammonia and bromide. **Environmental Science Technology**, Arizona, v. 18, p. 781-786, 1984.

AMY, G. L.; MINEAR, R. A.; COOPER, W. J. Testing and validation of a multiple nonlinear regression model for predicting trihalomethane formation potential. **Water Research Center**, Miami, v. 21, n. 6, p. 649-659, 1987.

ANDRADE NETO, C. O. de; GALVÃO, M. V.; MELO, H. N. Desinfecção de efluentes de filtros anaeróbios; avaliação de eficiência em tanque de contato piloto e em escala real. In: **USO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA, X Encontro Nacional de Saneamento Básico/ Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2002, Braga. **Anais...APESB/ APRH/ ABES**, Portugal, 2002, 1 CD-ROM

ANDRADE NETO, C. O. de.; HAANDEL, A. V.; MELO, H. N. S. O uso do filtro anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios no Brasil. In: **USO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA, X Encontro Nacional de Saneamento Básico/ Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2002, Braga. **Anais...APESB/ APRH/ ABES**, Portugal, 2002, 1 CD-ROM

ANDRADE NETO, C. O. Filtro anaeróbio para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu: ABES, 1997. 1 CD-ROM.

APHA, AWWA, WEP – **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association. 1998.

ARGUELLO, M. D.; CHRISWELL, C. D.; FRITZ, J. S.; KISSINGER, L. D.; LEE, K. W.; RICHARD, J. J.; SVEC, H. J. Trihalomethanes in water: a report on the occurrence, seasonal

variation in concentrations, and precursors of trihalomethanes. **Journal Awwa**, USA, p. 504-508, 1979.

ARCEIVALA, S.J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 1981.

AZEVEDO NETTO, J. M. et al. **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**. 2^a ed. rev. São Paulo: CETESB, 1977. v.2.

AWWA. **Água – Tratamento e Qualidade**. Tradução: Macedo Filho, A. e Branco, Z. C. Ao Livro Técnico, Rio de Janeiro, 1964.

AWWA. Chlorine for drinking water disinfection. **Awwa Mainstream**, New York, 1994.

AWWA. **Control de Calidad y Tratamiento del Agua**. Tradução: Lora de, F. McGrawhill, New York, N.Y., 1975.

BAHRI, A.; BRISSAUD, F. Wastewater reuse in Tunisia: assessing a national policy. **Water Science and Technology**, Grã-Bretanha, v 33, n 10-11, 1996.

BAIARD, C. **Environmental Chemistry**. 2^a ed. New York: W.H.Freeman, 1998.

BASFAR, A. A.; REHIM, F. A. Disinfection of Wasterwater from a Ryadh Wastewater Treatment Plant with Ionizing Radiation. **Science and Technology**, V.2, King Abdulaziz, Arabia Saudita. 2002.

BATCHELOR, B.; FUSILIER, D.; MURRAY, E. H. Developing haloform formation potencial tests. **Journal Awwa**, Denver, p. 50-53, 1987.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. New York : Wiley-Liss Inc. Publication, 1994.

BLATCHLEY, E. R.; DUGGIRALA, B. A. H. R.; THOMPSON, J. E.; ZHAO, J.; HALABY, T.; COWGER, R. L.; STRAUB, C. M.; ALLEMAN, J. E. Effects disinfectants on wasterwatr effluent toxicity. **Pergamon**, v. 31, n. 7, p. 1581-1588, 1997.

BLOCK, S. S.(ed) **Disinfection sterilization and preservation**, 5.ed. Philadelphia: Lippincott Willians, Wilkins, 2001.

BOCELLI, D.L.; TRYBY, M. E.; UBER, J. G.; SUMMERS, R. S. A reactive species model for chlorine decay and THM formation under rechlorination conditions. **Water research**, Pergamon, USA, p. 2654-2666, 2002.

BORGES, J. T.; ALBERICI, R. M.; GUIMARÃES, J. R.; EBERLIN, M. N.; LINDNER, A. Avaliação da formação de trihalometanos em águas de abastecimento utilizando-se a técnica analítica MIMS (membrane introduction mass spectroscopy). In: 27^o Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS- Asociacion Interamericana de ingenieria sanitaria y ambiental , 3 a 8 dez 2000, II-052. Porto Alegre, 2000.

BOUWER, E. J. (?)Tratamento de água, controle de microcontaminantes.

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB, 1986.

BRASIL. Lei no. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da Constituição Federal e altera o artigo 1 da Lei no. 8001, de 13 de março de 1995. **Diário Oficial da República Federal do Brasil**, Brasília, 9 de janeiro de 1997.

- BROCK, K. H.; DOERR, C. L.; MOORE, M. M. Mutagenicity of three disinfection by-products: di- and trichloroacetic acid chloral hydrate in mouse lymphoma cells. **Elsevier Science USA**, p. 265-276, 1998.
- BRUCHET, A.; ANSELME, C.; MARGIGNY, O.; MALLEVIALLE, J. Turn formation potential and organic content: a new analytical approach. **Pergamon**, p. 102-109, 1987.
- BYL, T. D.; METGE, D. W., et al. **Microbial strategies for degradation of organic contaminants in Kast**. Lakewood, Colorado: U.S. Geological Survey, 2002.
- CAMPOS, J. R. et al. Coord. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro-RJ: ABES Projeto Prosab, 2000.
- CAVALCANTI, P.F.F. et al. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – parte 2. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. v.2. Belo Horizonte: Segrac, p. 79-86, 2001.
- CERQUEIRA, D. A. et al. Perfis de ocorrência de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* em diferentes amostras de água. **Anais eletrônico do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES. Rio de Janeiro, 1999. 1 CD-ROM
- CERQUEIRA, D. A. e HORTA, M. C. de SÁ. Coliformes fecais não existem. **Anais eletrônico do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES. Rio de Janeiro, 1999. 1 CD-ROM
- CHEREMISSINOFF, P.N., TRATTNER, R.B. Chemical and nonchemical disinfection. **Ann Arbor Science Publishing**, Ann Arbor, MI, USA. 1981.
- CHEREMISSINOFF, N. P. **Handbook of Water and Wastewater Treatment Technologies**. Miami : Butterworth-Heinemann, 2002.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias - Reatores Anaeróbios**, v. 5. Belo Horizonte: SEGRAC, 1997.
- CHERNICHARO, C. A. L. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB (coordenador). Belo Horizonte: Segraf, 2001.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução n° 020, de 18 de junho de 1986. Classificação das Águas Doces. **Diário Oficial da República Federal do Brasil**, Brasília, 30 de julho de 1986.
- COOPER, W. J.; AMY G. L.; MOORE C.A. Bromoform formation in ozonated ground water containing bromide and humic substances. **Ozone Science & Engineering**. New York, 1986.
- COTRUVO, J.A. **Organic Micropollutants in Drinking Water**. Risk Assessment and control decisions for protecting drinking water quality. Pennsylvania: American Chemical Society, 1987.
- COURACCI FILHO, B. **Corrosão Microbiológica em Tubos de Concreto**. São Carlos, 1983, 250 f. Dissertação de Mestrado, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP.
- COURACCI FILHO, B. et al. Disposição controlada no solo de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial: determinação de parâmetros para implantação de um sistema. In: CAMPOS, J. R. Coord. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo: coletânea de trabalhos técnicos**. São Carlos, PROSAB, 2000a. p. 232-244.

COURACCI FILHO, B. et al. Disposição controlada no solo de esgotos sanitários utilizando o método do escoamento superficial: avaliação da eficiência do sistema sob diferentes taxas de aplicação. In: CAMPOS, J. R. Coord. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**: coletânea de trabalhos técnicos. São Carlos, PROSAB, 2000b. p 245-257.

COURACCI FILHO, B. et al. Avaliação da fase inicial das valas de infiltração como método de pós-tratamento de efluentes anaeróbios. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001a. p. 1-10.

COURACCI FILHO, B. et al. Estudo do sistema de pós-tratamento de efluente anaeróbio pelo método do escoamento superficial. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001b. p. 11-20.

DANIEL, L. A. et al. Coord. **Processos de desinfecção alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: Rima Artes e Textos, ABES, 2001.

DANIEL, L. A.; BRANDÃO, C. C. S.; GUIMARÃES, J. R.; LIBÂNIO, M.; DE LUCA, S. J. Métodos alternativos para desinfecção de águas de abastecimento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, n. 01, p. 39-45, 2000.

DAVIS, M. L.; CORNWELL, D. A. **Introduction to Environmental Engineering**. 3 ed. Michigan: WCB/McGraw-Hill., 1998.

DEN-BLANKEN, J. G. Comparative disinfection of treated sewage with chlorine and ozone. Effect of nitrification. *Water Resources*, v.19. 1985. 1129-1140 p.

DI BERNARDO, L. **Métodos e Técnicas de Abastecimento de Água**. V.2. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

DOJLIDO, J.; ZBIE, E.; SWITLIK, R. Formation of the haloacetic acids during ozonation and chlorination of water in warsaw waterworks (Poland). **Institute of Meteorology and Water Management**, Poland, 1997.

DOLORA, P.; RICCI, V.; BURRINI, D.; GRIFFIN, O. Effect of ozonation and chlorination on the mutagenic potential of drinking water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, USA, v.27. p. 1-6, 1981.

DORE, M.; MERLET, J. DE L.; GOICHON. Reactivity of halogens with aqueous micropollutants: a mechanism for the formation of trihalomethanes. **In Research and Technology**, USA, p. 103-108, 1998.

FAUST, S. D. e ALY, O. M. **Chemistry of water treatment**, 2^a ed. Boca Raton: CRC Press, 2000.

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**, São Paulo, v. 6, n. 1, p. 53-60, 2001.

FERREIRA FILHO, S. S. e OLIVEIRA, A. C. Minimização da formação de trihalometanos no tratamento de águas de abastecimento. **Boletim técnico da Escola Politécnica da USP**. São Paulo, 1995.

FIGUEIREDO, N. M. S. de.; FIGUEIREDO, R. F. de.; CORAUCCI FILHO, B.; STEFANUTTI, R. Custos para implantação e operação de uma estação de tratamento de

esgotos por escoamento superficial no solo. Campinas. In: USO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA, X Encontro Nacional de Saneamento Básico/ Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2002, Braga. **Anais...APESB/ APRH/ ABES**, Portugal, 2002, 1 CD-ROM

FIGUEIREDO, R. F. de.; PARDO, S. D. A.; CORAUCCI FILHO, B. Fatores que influenciam a formação de trihalometanos em águas de abastecimento. **Anais eletrônico do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES. Rio de Janeiro, 1999. 1 CD-ROM

GALLARD, H.; GUNTEN, U. V. Chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation. **Elsevier Science**, p. 65-74, 2002.

GANG, D.; CLEVINGER, T. E.; BANERJI, S. K. Relationship of chlorine decay and THMs formation to NOM size. **Hazardous Materials**, USA, p. 01-12, 2002.

GASI, T. M. T. et al. Aplicação de ácido peracético para desinfecção de efluentes de lodos ativados. In 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995, Salvador. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1995.

GEROLOMO, M. A., PENNA, M.L.F. **Cólera e Condições de Vida da População**. Rev. Saúde Pública v.34 n.4 São Paulo. Agosto, 2000.

GIORDANI, S. **Avaliação da Potencialidade de Reúso de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto Doméstico**: Um estudo de caso para a região metropolitana de Curitiba. Curitiba, 2002. 212 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

GLAZE, W. H.; HENDERSON, J. E. IV. Formation of organochlorine compounds from the chlorination of a municipal secondary effluent. **Journal WPFAS**, v. 4, p. 2511-2515, 1975.

GUNTEN, U. V.; DRIEDGER, A.; GALLARD, H.; SALHI, E. Rapid communication by-products formation during drinking water disinfection : a tool to assess disinfection efficiency. **EAWAG, Elsevier Science**, Great Britain, v. 35, n . 8, p. 2095-2099, 2000.

HAAS, C. N.; KARRA, S. B. Kinetics of microbial inactivation by chlorine-2 kinetics in the presence of chlorine demand. Illinois Intitute of Technology, **Pergamon**, USA, v. 18 , n . 11, p. 1451-1454, 1984.

HAAS, C. N. **Disinfection: Water Quality and Treatment**. New York: McGraw-Hill Inc., 1990.

HAMMER, J. M. e HAMMER, J. M. Jr. **Water and wastewater technology**. 3ª ed. New Jersey, USA: Prentice Hall, Inc., 1996. 519 p.

HASSEN, A.; HEYOUNI, A.; SHAYEB, H.; CHERIF, M.; BOUDABOUS, A. Inactivation of indicator bacteria in wastewater by chlorine a kinetics study. **Elsevier Science**, Tunisia, p. 85-93, 1998.

HASSEN, A.; MAHROUK, M.; OUZARI, H. et al. UV disinfection of treated wastewater in a large-scale pilot plant and inactivation of selected bacteria in a laboratory UV device. **Bioresourse Technology**. Tunis, Tunisia, 1999.

HESPANHOL, I. Remoção de compostos orgânicos e águas de consumo humano. **Revista DAE**, São Paulo, v. 40, p. 34-44, 1980.

HESPANHOL, I.; NETTO, J. M. De A.; BOTELHO, M. H. C. Usos do cloro na engenharia sanitária e ambiental- Novas tecnologias de aplicação e quantificação dos impactos associados. **Revista DAE**, São Paulo, n. 130, p. 61-71, 1982.

JORDÃO, E. P. et al. Tratamento primário quimicamente assistido (CEPT) e reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) - comparação de custos de implantação e de operação. **Anais eletrônico do 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Uso sustentável da água.** No. T-2 2.2 105. Braga, Portugal, 2002. 1 CD-ROM

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KARLSSON, I. **Sewage treatment processes based on chemical pré-treatment**. Anais 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária I-003. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L. Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001b. p. 59-68.

LEENHEER, J. A. **Processes controlling attenuation of dissolved organic matter in the subsurface**. Lakewood, Colorado: U.S. Geological Survey, 2002. 6p.

LEME, F. P. **Teoria e técnicas de tratamento de água**. São Paulo: BNH/ABES/CETESB, 1979. 424 p.

LINDENAUER, K.G.; DARBY, J. **Evaluation of ultra-violet light disinfection: Significance of photoreactivation**. Davis Water Environmental Federal Plant. Whippany, New Jersey, 1993. 49p.

LIU, D. H. F. e LIPTÁK, B. G. **Environmental Engineer's Handbook**. New Jersey, USA: CRC Press LLC, 1999. 1 CD-ROM.

LUCAS FILHO, M. et al. Evolução do processo de disposição do esgoto tratado através do escoamento sub-superficial em solo preparado com cobertura vegetal. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos**. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 11-20.

MACEDO, L. H. H. Estudos dos trihalometanos-abastecimento de água. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Balneário Camboriú, 1983. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1983.

MACEDO, J. A. B.; BARRA, M. M. O estado da arte do processo de desinfecção pelo uso de derivados clorados, em função do pH. **Anais eletrônico do 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Uso sustentável da água**. Braga, Portugal, 2002. 1 CD-ROM

MACÊDO, J.A.B. et al. Formação de Trihalometanos em Soluções Sanificantes Utilizadas no Processo de Desinfecção de Indústrias de Alimentação. **Revista Sanare**, v.17, n.17., p.31-48, Jan/Jun.2002.

MACÊDO, L. H. H.; NOGUTI, M.; YOSHIO ABE, H. **Estudo dos Trihalometanos**. In: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, Balneário Camburiu, 1983.

MALINA, J. F. B. **Design of biological wastewater treatment systems**. In: SEMINÁRIOS DE TRANSFERÊNCIAS DE TECNOLOGIA, 1992, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES / Water Environment Federation, 1992. p. 165-171.

MAGALHÃES, V. de C.; KAWAZOE, U.; STEFANUTTI, R.; PIRES, M. S. G.; BROLEZE, S. T.; CORAUCCI FILHO, B. Remoção natural de protozoários e ovos de helmintos no sistema de pós-tratamento de esgoto sanitário pelo método de escoamento superficial. **Anais eletrônico do 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Uso sustentável da água.** Braga, Portugal, 2002. 1 CD-ROM

MAYER, M das G. R. et al. Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido – parte 1. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios:** coletânea de trabalhos técnicos. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 69-78.

METCALF & EDDY. **Tratamiento y depuración de las águas residuales.** Revised by. TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. New York: McGraw-Hill, 1985. .

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse.** 3^a ed. Revised by. TCHOBANOGLOUS, G., BURTON, F. New York: McGraw-Hill, 1991. 1335p.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment, Disposal and Reuse.** 4^a ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1665p.

MINEROPAR. **Guia de prevenção de acidentes geológicos urbanos.** Curitiba: Mineropar, 1998. 52p.

MONARCA, S.; FERETTI, D.; COLLIVIGNARELLI, C.; GUZZELLA, L.; ZERBINI, I.; BERTANZA, G.; PEDRAZZANI, R. The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. **Pergamon**, Milan, v. 34, n. 17, p. 4261-4269, 2000.

MORENO, B.; GONI, F.; FERNANDEZ O. et al. The disinfection of wastewater by UV light. **Water Science and Technology**, v. 35, San Sebastian, Espanha, p.233-235, 1997.

MORROW, C. M.; MINEAR, R. A. Use of regression models to link raw water characteristics trihalomethane concentrations in drinking water. **Pergamon**, USA, v. 21, n. 1, p. 41-48, 1985.

O'DETTE, R. G. Wastewater and Biosolids Disinfection Using Ultrasonic Technology. In: 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES, Rio de Janeiro, 1999. 4.085 a 4.095.

OMS- Organização Mundial de Saúde. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.** Technical Report Series no. 778. Genebra, Suíça, 1989.

PACHECO, A. A. B. de A. Metodologia de apoio à seleção do tipo de tratamento para efluentes domésticos de um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manto de lodo. Curitiba, 2002. 126 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

PAGANINI, W., da S. Disposição de esgotos no solo - 12 anos de monitoramento. In 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997, Foz do iguaçu. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1997. 920 a 947.

PASTERNAK, J. P.; MOORE, D. R. J.; TEED, R. S. Na ecological risk assessment of inorganic chloramines in surface water. **Human and Ecological Risk Assessment**, v. 9, n. 2, p. 453-482, 2003.

POURMOGHADDAS, H.; STEVENS, A. A. Relationship between trihalomethanes and haloacetic acids with total organic halogen during chlorination. **Elsevier Science**, USA, v. 29, n. 9, p. 2059-2062, 1994.

PROSAB3 - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico- tema 2. Desinfecção de efluentes sanitários, remoção de patógenos e substâncias nocivas. Relatório síntese apresentado na reunião de 22 de novembro de 2002, Lins, São Paulo.

OLIVEIRA, A. C.; FERREIRA FILHO, S. S. Minimização da formação de trihanometanos no tratamento de águas de abastecimento. **Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária**, São Paulo, p. 01-20,1995.

QASIM, S. R. **Wastewater Treatment Plants – planning, design and operation**. 2 ed. Lancaster, Pennsylvania, USA: Technomic Publishing Company, Inc., 1999.

RAKNESS, K.L., STOVER, E.L., KRENEK, D.L. Design, start-up and operation of an ozone disinfection unit. **Joumal of the Water Pollution Control Federation**,56, p.1152-1159, 1984.

REBHUN, M.; GROSSMAN, L. H.; MANKA, J. Formation of disinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and rnovated water. **Water Environment Research**, v. 69, n. 6, p. 1154-1162, 1997.

REIFF, F. M. Introduction to mixed oxidant gases generated on-site disinfection (MOGGOD). In: Seminário Internacional em desinfecção de águas de abastecimento e residuárias em países em desenvolvimento, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, MG, 1993. p.55-73.

RIBEIRO, L.F. Eficiência do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos ratados por lagoas de estabilização. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. **Anais da AIDIS Asociacion Interamericana de Engenharia Sanitaria y Ambiental/ ABES**, Rio de janeiro, dez. 2000. 1 CD-ROM.

RICHARD, D.; TIKKISSETTY, D.; ZIMMERMAN, R. U. M.; PADMANABHAN, G. Evaluation of orp- based chlorination dor wasterwater teratment plant effluent disinfection. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** ABES, Rio de Janeiro, 1999. 1 CD-ROM

RICHARDSON, S. D.; THRUSTON, JR. And COELLETTE, T. Multispectral Identification of Chlorine Dióxide Desinfection Byproducts in Drinking Water. **Environmental Science e Tecnology**, vol.28, N° 4, 1994.

RICHTER, C. A., AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água**. São Paulo: Edgard Blucher, 1991.

ROSA FILHO, E.F.et al. Aquífero Guarani. **Revista CREA/PR**, Curitiba, nº.20, nov-dez, p.18-25, 2002.

ROSSIN, A.C. **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**. 2 ed. São Paulo, CETESB, 1979.

ROSTAD, C. **Disinfection by-products in the subsurface**. Lakewwod, Colorado: U.S. Geological Survey, 2002. 5p.

SELLECK, R. E.; COLLINS H. F. The significance wastewater disifecction. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER POLLUTION RESEARCH, 7º, 1974, Paris. **Progress in Water Technology**. Inglaterra: Pergamon Press, 1974. 7 v.843-855 p.

SIDDIQUI, M. S.; AMY, G. L.; MURPHY, B. D. **Ozone enhanced removal of natural organic matter from drinking water sources**. University of Colorado, USA. Inglaterra: Pergamon Press, 1977. 31 v. 3098-3106 p.

SILVA, S. A.; MOREIRA, J. F. V.; OLIVEIRA, R.; SILVA FILHO, T. A. T. Estudo comparativo da influência de fatores diversos na variabilidade de coliformes fecais entre séries de lagoas rasas e profundas com a aplicação da análise de trajetória (path analysis). **Anais eletrônico do 10º Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Uso sustentável da água.** Braga, Portugal, 2002. 1 CD-ROM

SILVA, S. A.; MARA, D. D. Tratamento biológico de águas residuárias:lagoas de estabilização. Rio de Janeiro: ABES, 1979. 140p.

SILVA, S. A., de OLIVEIRA R., DINIZ, M. J. L., ATHAIDE JUNIOR, G. B., Estudo da Influência de Chicanas no Desempenho Operacional de Lagoas Facultativas Primárias Profundas Tratando Esgotos Domésticos. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** SILUBESA, 1999, p. 933-940.

SNIDER, K.; TCHOBANOGLIOUS, G.; DARBY, J. Evaluation of Ultraviolet Disinfection for Wastewater Reuse Applications in California. University of California, Davis, 1991.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2000.** Brasília: PMSS, IPEA. 2001.

SOARES, A. M. E. et al. Avaliação da remoção de patógenos em duas lagoas de polimento com diferentes relações geométricas tratando o efluente de um reator UASB compartimentado. In: CHERNICHARO, C. A. L. Coord. **Pós-tratamento de reatores anaeróbios:** coletânea de trabalhos técnicos. v.2. Belo Horizonte: Segrac, 2001. p. 87-96.

SOUZA, J.B. de; SATORI L.; DANIEL L. A. Influencia da cor e turbidez na desinfecção de águas de abastecimento, utilizando-se cloro e radiação ultravioleta. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. **Anais da AIDIS Asociacion Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental/ ABES,** Rio de Janeiro, II-039, dez. 2000. 1 CD-ROM.

SPERLING, E. V. Avaliação da relevância do carbono orgânico total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. **Revista Brasileira de Recursos Hidrlicos,** p. 41-51, 2000.

SZPYRKOWICZ, L.; JUZZOLINO, C.; KAUL, S. N. A comparative study on oxidation of disperse dyes by electrochemical process, ozone, hypochlorite and fenton reagent. **Environmental Sciences Department,** University of Venice, Dorsoduro, September, 2000.

STEFANUTTI, R.; NATALIN JR, O.; BROLEZE, S. T.; CORAUCCI FILHO, B.; FIGUEIREDO, R. F. Remoção natural de coliformes em dois processos alternativos de pós-tratamento de esgotos domésticos. **Anais eletrônico do X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Uso sustentável da água.** Braga, Portugal, 2002. 1 CD-ROM

STEEL, E M.; McGHEE T. J. **Water supply and sewerage.** USA, 5 ed. McGraw-Hill, 1979, 665p.

SUTTON, K. M. THM control in wastewater effluent with chlorine dioxide as a supplementary oxidant. **Water Pollution Control Superintendent,** Cleanwater, Florida, 2002.

TARDIFF, R. G. **Health effects of organics: risk & hazard assessment of ingest chloroform.** 1979.

USDI – Unidet States Department of the Interior. **Water Tratment Engineering and Research Group,** Bureau of reclamation. Denver, USA: Techincal Service Center, rev. 2001.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Municipal Wastewater Disinfection – Design Manual**. N°.EPA/625/1-86/021, Washington D. C., Outubro,1986.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Guidelines for Water Reuse**. Tecnology Transfer Manual N°. EPA/625/R-92/004, Washington D. C., Setembro, 1992.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Municipal Wastewater Disinfection - Design Manual**. Manual N°. EPA/832/R-99/042, Washington D. C., Junho, 1999a.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Combined Sewwer Overflow Technology Fact Sheet – Alternative Disinfection Methods**. N°. EPA/832/F-99/033, Washington D. C., Setembro, 1999b.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **The class V- Underground injection control study**. Sewage treatment effluent wells. Vol 7. N°. EPA/816-R-99-014g, Washington D. C., Setembro, 1999c.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Microbial and disinfection, byproduct rules**. Guidance manual. N°EPA/815-R-99-015, Washington D.C. Agosto, 1999d.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Wastewater technology fact sheet – chlorine disinfection** N°. EPA/832-F-99-062, Washington D. C. Setembro, 1999e.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Wastewater technology fact sheet – ozone disinfection** N°. EPA/832-F-99-063, Washington D. C. Setembro, 1999 f.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Wastewater technology fact sheet – ultraviolet disinfection** N°. EPA/832-F-99-064, Washington D. C. Setembro, 1999 g.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Toxicological review of chlorine dioxide and chlorite**. No. EPA/635/R-00-007, Washington D. C. Setembro, 2000a.

USEPA – United States Environmental Protections Agency. **Wastewater technology fact sheet – Dechlorination**. N°. EPA/635/R-00-007, Washington D. C. Setembro, 2000b.

VAN HAANDEL, A.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos - um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Guerreiro e Catunda, 1994.

VENOSA, A. D. **Current state-of-the-art of wastewater disinfection**. Journal of the Water pollution Control Federation, v.55. 1983. 457-466 p.

VILLANUEVA, C. M.; KOGERVINAS, M.; GRIMALT, J. O. Cloración del agua potable em Espanã y cáncr de vejiga. **Gaceta Sanitaria**, Barcelona, p. 48-53, 2000.

VON SPERLING, M.; LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B.M.P. Avaliação da relevância do carbono total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. V.5, n°. 4, out/dez., 2000, p 41-55.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - lodos ativados. v. 5. Belo Horizonte: SEGRAC, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgoto**. Belo Horizonte- v1, 2 ed.: SEGRAC. 1996 a.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte-v.2,: SEGRAC. 1996 b.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. Belo Horizonte- v.3,: SEGRAC, 1996 c.

VON SPERLING, M.; NASCIMENTO, L. V. do. Comparação entre os limites de detecção dos métodos analíticos e os padrões de qualidade das águas de lançamento de efluentes da resolução CONAMA 20/86. **Anais eletrônico do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES. Rio de Janeiro, 1999a. 1 CD-ROM

VON SPERLING, M.; NASCIMENTO, L. V. do. A resolução CONAMA 20/86 e as legislações estaduais de classificação das águas e lançamento de efluentes. **Anais eletrônico do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, ABES. Rio de Janeiro, 1999b. 1 CD-ROM

WHITBY, E. et al. The effect of UV transmission, suspended solids and photoreactivation on microorganisms in wastewater treated with UV light. **Water Science and Technology**, v. 27, n.3-4, p.379-386, 1993.

WHITE, G.C. **The Handbook of chlorination and alternativas disifectants**. 3 ed. New York: Van Nostrand Reinhold, 1992. 1.308 p.

WHITE, G.C. **The Handbook of chlorination and alternativas disifectants**. 4 ed. New York: John Wiley & Sons, INC., 1999. 1.497 p.

WICKRAMANAYAKE, G. B.; RUBIN, A. J.; SPROUL, O. J. **Inactivation of naegleria and giardia cysts in water by ozonation**. *Journal of P. C F* , v.56. 1984. 983-988 p.

WINDER, C. The toxicology of chlorine. **Environmental Research Section**, Australia, p.105-114 ,2001.

WISTROM, A. O.; CHOU, T.; CHANG, D. P. Y.; SCHROEDER, E. D. A method for measuring haloform formation during wastewater chlorination. **Elsevier Sciense**, California, v. 30, n. 12, p. 3146-3151, 1996.

ZARPELON, A. Uso do cloro e os trihalometanos (THM). **Revista Sanare**, v.15, n.15., p.4-6, Jan/Jun.2001.

ZARPELON, A. e RODRIGUES, E. M. Os Trihalometanos na Água de Consumo Humano. **Revista Sanare**, v.17, n.17., p.20-30, Jan/Jun.2002.