

**UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE - UNESC**

**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**LISANDRO SIMÃO**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO USO DE HIPOCLORITO DE SÓDIO NA  
DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS. ESTUDO DE CASO: SAMAE DE  
SOMBRIO, SC**

**CRICIÚMA**

**2013**

**LISANDRO SIMÃO**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO USO DE HIPOCLORITO DE SÓDIO NA  
DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS. ESTUDO DE CASO: SAMAE DE  
SOMBRIO, SC**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental no curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientadora: Prof. (a) Msc. Marta Valéria Guimarães de Souza Hoffmann

**CRICIÚMA**

**2013**

**LISANDRO SIMÃO**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO USO DE HIPOCLORITO DE SÓDIO NA  
DESINFECÇÃO DE EFLUENTES SANITÁRIOS. ESTUDO DE CASO: SAMAE DE  
SOMBRIO, SC**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de Engenheiro Ambiental, no Curso de Engenharia Ambiental da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, com Linha de Pesquisa em Recursos hídricos e Saneamento Ambiental.

Criciúma, 03 de dezembro de 2013.

**BANCA EXAMINADORA**

Prof. (ª) Marta Valéria Guimarães de Souza Hoffmann - Mestre - (UNESC) -  
Orientadora

Prof. Elídio Angioletto – Doutor - (UNESC)

Prof. (ª) Nadja Zim Alexandre - Mestre - (UNESC)

**Dedico este trabalho aos meus pais que não mediram esforços para que eu chegasse até aqui, apoiando, orientando e incentivando cada passo desta caminhada.**

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente aos meus pais que me deram todo o apoio e incentivos necessários para que eu concluísse esta etapa da minha vida;

A todos os colaboradores do SAMAE pelo apoio e dedicação no decorrer da pesquisa, em especial as minhas supervisoras (Engenheiras Ana Paula Medeiros e Jadna Lopez) e ao operador da ETE Fladimir da Silva (Mica) que estiveram de forma mais direta me acompanhando e orientando ao longo do trabalho;

A todos os laboratoristas e coordenação dos laboratórios de ensino da saúde (UNESC) pela disponibilidade e auxílio durante as análises realizadas;

Aos colegas e amigos de graduação pela troca de experiências ao longo do curso e principalmente nesta reta final de TCC;

A todos os professores do curso de Engenharia Ambiental pelo conhecimento repassado durante a graduação;

À Prof. (ª) Marta Valéria Guimarães de Souza Hoffmann pela orientação de suma importância no decorrer do semestre;

E a banca examinadora pela disponibilidade e contribuições dadas para o aperfeiçoamento do trabalho.

**“Se os fatos não se adequam à teoria, mude os fatos.”**

**Albert Einstein**

## RESUMO

O lançamento de efluentes sanitários em rios, lagos e demais corpos hídricos sem passar por um tratamento adequado pode trazer consequências sérias a saúde da população e ao próprio meio ambiente. Uma das etapas mais importantes e imprescindíveis no tratamento de efluentes domésticos é a desinfecção, para que se possa ter um controle de doenças causadas pela alta concentração de microrganismos patogênicos no efluente. O desinfetante usualmente utilizado em estações de tratamento de esgotos - ETEs é o hipoclorito de sódio (NaClO), que possui uma série de vantagens quando comparado aos seus concorrentes, tais como economia, alta eficiência na oxidação e efeito residual. Entretanto, a desvantagem é a formação de subprodutos indesejáveis como os trihalometanos -THMs que são carcinogênicos e questionados desde 1974. Para evitar a formação destes subprodutos é necessário um bom tratamento prévio do efluente, antes da desinfecção, para remoção de precursores (ácidos húmicos) dos THMs e utilização de dosagens adequadas, não sendo exageradas (propiciando a formação de subprodutos) e nem insuficientes (comprometendo a desinfecção). O efluente avaliado no presente estudo foi previamente tratado em uma ETE por lodo ativado em reatores sequenciais por batelada – RSB. A caracterização do afluente e efluente desta ETE para analisar a eficiência do tratamento foi o primeiro objetivo do estudo. Simulações em bancada de teste para definir a eficiência do composto hipoclorito de sódio buscando uma dosagem ideal para desinfecção foram realizadas. Análises físico-químicas e microbiológicas das simulações realizadas deram ao estudo os direcionamentos necessários para obtenção do resultado final. O tratamento da ETE se mostrou eficiente, alcançando valores de remoção de DBO superiores a 90%. Os resultados das análises realizadas mostraram que o residual de cloro necessário para uma boa desinfecção do efluente estudado é de 0,6 mg/L, segundo o modelo matemático de Selleck-Collins. Dosagens de 10 mg/L de NaClO foram as mais adequadas e favoráveis para alcançar este residual. Os testes microbiológicos nas amostras com estes residuais se mostraram coerentes e deram números de microrganismos patogênicos compatíveis com o calculado pelo modelo matemático. Importante salientar que análises mais precisas de vazão do efluente a ser desinfetado são necessárias para uma equalização da prática laboratorial com a prática na ETE.

**Palavras-chave:** Desinfecção. Reator Sequencial por Batelada – RSB. Hipoclorito de Sódio. Microrganismos Patogênicos.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Etapas de um reator sequencial por batelada – RSB .....	15
Figura 2 - Representação esquemática de um reator em batelada.....	17
Figura 3 - Transformações do nitrogênio em processos biológicos de tratamento ...	19
Figura 4 - Reações do cloro na água com os vários tipos de substratos .....	28
Figura 5 - Compostos clorados em água .....	30
Figura 6 - Cloração acima do ponto de quebra .....	31
Figura 7 - Estrutura molecular dos principais THMs.....	35
Figura 8 - Pontos de coleta do afluente e efluente tratado.....	38
Figura 9 - Ponto de coleta para simulações de desinfecção .....	39
Figura 10 - Simulações com 0, 2, 5, 7, e 10 mg/L de NaClO .....	39
Figura 11 - Conjunto de refluxo nas análises de DQO .....	45
Figura 12 – Bomba dosadora de cloro utilizado na estação.....	48
Figura 13 - Localização espacial da ETE estudada .....	49
Figura 14 - Tratamentos utilizados na ETE .....	51
Figura 15 - Fluxograma do tratamento .....	51
Figura 16 - Relação entre pH e concentração de HClO e OCl <sup>-</sup> .....	57
Figura 17 - Aumento da turbidez nas amostras estudadas .....	58
Figura 18 - Influência da cloração nos valores de cor aparente .....	59
Figura 19 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com Selleck-Collins.....	61
Figura 20 - Presença e ausência de coliformes totais nas dosagens estudadas .....	62
Figura 21 - Cloro residual e NMP de C. termotolerantes nas dosagens estudadas ..	62
Figura 22 - Residual de cloro livre para as dosagens estudadas.....	63
Figura 23 - Gráfico da vazão do dosador de NaClO .....	64

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Eficiência na remoção de poluentes em RSBs .....	15
Tabela 2 - Dosagens de cloro de acordo com o tratamento anterior.....	32
Tabela 3 - Materiais e reagentes para soluções utilizadas na análise de DQO .....	43
Tabela 4 - Materiais e reagentes para análise de DQO .....	45
Tabela 5 - Caracterização do afluente e efluente da ETE.....	54
Tabela 6 - Resultados das análises para efluente sem cloração .....	56

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação brasileira de normas técnicas
ARIS	Agência reguladora intermunicipal de saneamento
BDCM	Bromodiclorometano
CASAN	Companhia de Saneamento de Santa Catarina
CONAMA	Conselho nacional do meio ambiente
CONSEMA	Conselho estadual de meio ambiente
CRC	Cloro residual combinado
CRL	Cloro residual livre
CRT	Cloro residual total
DBCM	Dibromoclorometano
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EPA	<i>Environmental protection agency</i>
ETA	Estação de tratamento de água
ETE	Estação de tratamento de esgotos
$\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4).6\text{H}_2\text{O}$	Sulfato ferroso amoniacal
$\text{FeSO}_4.7\text{H}_2\text{O}$	Sulfato de ferro heptahidratado
$\text{H}_2\text{O}$	Água
$\text{H}_2\text{SO}_4$	Ácido sulfúrico
HCl	Ácido clorídrico
HClO	Ácido hipocloroso
I. PARQUE	Parque científico e tecnológico
ICMSF	<i>International commission on microbiological specifications for foods</i>
IPAT	Instituto de pesquisas ambientais e tecnológicas
$\text{k}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	Dicromato de potássio
$\text{N}_2$	Nitrogênio gasoso
$\text{N}_2\text{O}$	Óxido nitroso
NaClO	Hipoclorito de Sódio
NBR	Norma brasileira
$\text{NCl}_3$	Tricloroamina

NH <sub>2</sub> Cl	Monocloramina
NH <sub>3</sub>	Amônia
NH <sub>4</sub> OH	Hidróxido de amônio
NHCl <sub>2</sub>	Dicloramina
NO	Óxido nítrico
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato
OCl <sup>-</sup>	Íon hipoclorito
OH <sup>-</sup>	Íon hidroxila
OMS	Organização mundial da saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
RSB	Reator sequencial por batelada
SABESP	Companhia de saneamento básico do estado de São Paulo
SAMAE	Sistema autônomo municipal de água e esgoto
SANEPAR	Companhia de saneamento do Paraná
SFA	Sulfato ferroso amoniacal
TBM	Tribrometano
TCM	Triclorometano
THMf	Trihalometano final
THMFP	Potencial de formação de trihalometanos
THMinst	Trihalometanos instantâneos
THMs	Trihalometanos
THMT	Trihalometanos totais
UNESC	Universidade do extremo sul catarinense

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>11</b>
1.1 OBJETIVO GERAL.....	12
1.2 OBJETIVOS EXPECÍFICOS .....	12
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>13</b>
2.1 EFLUENTES SANITÁRIOS E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO .....	13
<b>2.1.1 Reatores Sequenciais por batelada - RSB</b> .....	<b>14</b>
<b>2.1.2 Microbiologia no tratamento de esgotos</b> .....	<b>18</b>
2.2 DOENÇAS RELACIONADAS AO ESGOTO SANITÁRIO .....	19
<b>2.2.1 Principais agentes patogênicos</b> .....	<b>20</b>
<b>2.2.2 Modos de transmissão e controle de doenças</b> .....	<b>21</b>
<b>2.2.3 Organismos indicadores</b> .....	<b>22</b>
2.3 DESINFECÇÕES DE EFLUENTES DOMÉSTICOS .....	23
<b>2.3.1 Fatores que influenciam os processos de desinfecção</b> .....	<b>24</b>
<b>2.3.2 Compostos e técnicas de desinfecção</b> .....	<b>25</b>
2.3.2.1 Desinfecção por hipoclorito de sódio.....	26
<b>2.3.3 Cinética de desinfecção por compostos clorados</b> .....	<b>27</b>
2.3.3.1 Dosagens ideais de compostos clorados .....	31
2.4 SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO .....	32
<b>2.4.1 Formação dos Trihalometanos</b> .....	<b>33</b>
<b>2.4.2 Aspectos legais relativos aos THMs</b> .....	<b>36</b>
<b>3 METODOLOGIA</b> .....	<b>37</b>
3.1 DESCRIÇÕES DA ETE.....	37
3.2 CARACTERIZAÇÕES DO AFLUENTE E EFLUENTE DA ETE .....	37
3.3 SIMULAÇÕES DE DESINFECÇÃO .....	38
<b>3.3.1 Metodologias das análises</b> .....	<b>40</b>
3.3.1.1 Cloro livre .....	41
3.3.1.2 Coliformes totais e termotolerantes .....	41
3.3.1.2.1 <i>Método qualitativo</i> .....	41
3.3.1.2.2 <i>Método quantitativo</i> .....	41
3.3.1.3 Cor aparente .....	42
3.3.1.4 Demanda química de oxigênio – DQO .....	42
3.3.1.4.1 <i>Preparação de soluções</i> .....	42

3.3.1.4.2 <i>Análise da DQO</i> .....	44
3.3.1.5 Ferro Total.....	46
3.3.1.6 Potencial Hidrogeniônico – pH .....	46
3.3.1.7 Sólidos sedimentáveis.....	46
3.3.1.8 Temperatura.....	47
3.3.1.9 Turbidez .....	47
3.4 AFERIÇÃO DA VAZÃO DO DOSADOR DE HIPOCLORITO DE SÓDIO.....	47
3.5 DOSAGEM IDEAL.....	48
<b>4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS.....</b>	<b>49</b>
4.1 DESCRIÇÕES DA ETE.....	49
4.2 CARACTERIZAÇÕES DOS AFLUENTE E EFLUENTE DA ETE.....	53
4.3 ANÁLISES LABORATORIAIS (SIMULAÇÕES) .....	55
4.4 VAZÕES DO DOSADOR DE HIPOCLORITO DE SÓDIO .....	64
<b>5 CONCLUSÃO .....</b>	<b>66</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>68</b>
<b>ANEXO(S).....</b>	<b>72</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes sanitários em rios, lagos e demais corpos hídricos sem passar por um tratamento adequado pode trazer consequências sérias tanto para o meio ambiente, quanto para a saúde da população que irá entrar em contato direto ou indireto com este efluente (CAMARGO, 2004).

Neste sentido, no que diz respeito ao tratamento de esgotos domésticos, uma das etapas mais importantes e imprescindíveis é a desinfecção do efluente para que possa ter um controle de doenças causadas pela alta concentração destes patógenos (SOUZA; DANIEL, 2005).

Várias são as formas de desinfecção presentes hoje no mercado de saneamento ambiental, a citar: Monocloramina inorgânica, ozônio, dióxido de cloro, ácido peracético, radiação ultravioleta, adição de óxido de cálcio, microfiltração e sedimentação avançada (RIBEIRO, 2006).

O desinfetante usualmente utilizado para efluentes domésticos é o cloro, que possui uma série de vantagens quando comparado aos seus concorrentes, tais como economia, alta eficiência na oxidação e efeito residual. Entretanto, a desvantagem é a formação de subprodutos indesejáveis como os trihalometanos - THMs que são carcinogênicos e questionados desde 1974 (CAMARGO, 2004).

Para evitar a formação destes subprodutos se faz necessário um bom tratamento prévio para eliminar a matéria orgânica presente nestes efluentes e diminuir assim a presença de precursores que poderiam formar estes compostos indesejáveis. Evidentemente que não se pode deixar de citar que dosagens excessivas de compostos clorados podem interferir diretamente na formação destes organoclorados, bem como dosagens insuficientes podem comprometer o objetivo da desinfecção.

Baseado em todos estes fatos, simulações em bancada de teste para definir a eficiência do composto clorado buscando uma dosagem ideal do reagente químico para desinfetar o efluente são de extrema importância para evitar desperdícios e favorecimento na formação de subprodutos.

No presente trabalho, portanto, se propõe a simulação em bancada de testes com variadas quantidades de hipoclorito de sódio para definição da melhor dosagem do reagente na desinfecção do efluente estudado.

## 1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do uso de hipoclorito de sódio, por meio de simulações em bancada, em testes para desinfecção de efluentes sanitários.

## 1.2 OBJETIVOS EXPECÍFICOS

- Descrever o processo de tratamento da ETE;
- Caracterizar o afluente e efluente da estação;
- Realizar simulações de desinfecção em bancada de teste;
- Analisar a eficiência da desinfecção de cada simulação;
- Definir a dosagem ideal de hipoclorito de sódio para desinfecção;
- Identificar melhorias no processo de tratamento.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

Neste referencial serão abordados diferentes temas pertinentes ao assunto e temática de pesquisa do trabalho, iniciando com uma rápida abordagem sobre efluentes sanitários e estações de tratamento de esgoto - ETEs, dando ênfase ao tratamento realizado em reatores sequenciais por batelada (RSB) que é o tipo de tratamento utilizado na ETE deste estudo de caso. Na sequência serão explanados aspectos relacionados à desinfecção de efluentes sanitários por compostos clorados, englobando os fatores positivos desta técnica, o combate de doenças causadas por microrganismos patógenos, e os fatores negativos, a citar, formação de subprodutos indesejáveis resultantes da cloração.

### 2.1 EFLUENTES SANITÁRIOS E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO

Uma das principais causas de mortalidade em países da América Latina e Caribe ultimamente são em razão da inadequada disposição das águas residuárias, que em torno de 90% das vezes não recebem tratamento adequado e são lançadas indiscriminadamente nos corpos receptores (SCHERER, 2004). Aliado a isso, está o crescimento desordenado dos grandes centros e a falta de recursos para saneamento básico, contribuindo para o aumento do número de doenças e até mesmo colaborando para o ressurgimento de outras até então erradicadas, como a cólera, que voltou a infectar os brasileiros na década de 90 (PIANOWSKI; JANISSEK, 2003).

A partir destes acontecimentos, se fez necessário ao longo dos anos o tratamento e desinfecção dos efluentes sanitários produzidos em todo o país, principalmente nos grandes centros onde a poluição dos recursos hídricos é mais evidente (PIANOWSKI; JANISSEK, 2003). A construção de estações de tratamento de esgotos, portanto, é de extrema importância para que estes córregos, rios e lagos possam ser preservados sem serem contaminados por excesso de matéria orgânica e microrganismos patogênicos (SCALIZE; SITA; LEITE, 2003).

Segundo a NBR 9648 esgoto sanitário é definido como “o despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária” sendo o esgoto doméstico “resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas” (ABNT, 1986, p.1).

A concentração e a composição do esgoto doméstico são variadas e dependem muito das condições sociais e econômicas da população contribuinte, podendo englobar basicamente água, fezes, urina, restos de alimentos, sabão, partículas epidérmicas, partículas minerais e microrganismos patogênicos (SANTOS 2005).

Dentre os vários tipos de tratamento utilizados atualmente em estações de todo o mundo, está o sistema de lodo ativado que tem boa eficiência na remoção de matéria orgânica aliado ao baixo custo de implantação e manutenção.

### **2.1.1 Reatores Sequenciais por batelada - RSB**

O processo de lodos ativados apresenta-se como o sistema mais utilizado para redução de poluentes orgânicos e inorgânicos presentes em esgotos domésticos. Tal processo pode ser definido como uma massa ativa de microrganismos capazes de estabilizar aerobicamente estes poluentes (PICKBRENNER, 2002).

A criação do sistema de lodo ativado é atribuída a Arden e Lockett no ano de 1914, e originalmente funcionava em batelada. Segundo Von Sperling (1997), o processo de lodos ativados pode ser dividido quanto à idade do lodo (em lodos ativados convencionais e aeração prolongada) e quanto ao fluxo (em contínuo e intermitente - batelada) (SCALIZE; SITA; LEITE, 2003).

A tecnologia de tratamento de esgotos pelo processo de lodos ativados por batelada vem sendo muito utilizado ultimamente devido ao seu alto desempenho na remoção dos poluentes e baixos custos quando comparado às demais tecnologias. A tabela 1 demonstra diversos estudos de alguns pesquisadores sobre a eficiência de remoção de poluentes dos efluentes sanitários pelo processo de reatores sequenciais por batelada - RSB.

A tecnologia de reatores sequenciais por batelada consiste numa operação onde todas as etapas se desenvolvem em apenas um tanque, denominado reator. A operação deste reator é sequencial, formando ciclos que fazem principalmente os processos de aeração e decantação (SANTOS; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2006), sendo o seu ciclo completo composto pelo enchimento estático, reação aeróbia, sedimentação, esvaziamento e descanso (SANTOS; CYBIS; GEHLING,

2006). A figura 1 demonstra as etapas de um ciclo completo de um reator sequencial por batelada.

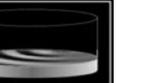
Tabela 1 - Eficiência na remoção de poluentes em RSBs

Autores	Matéria Orgânica (%)	Fósforo (%)	Nitrogênio (%)	Coliformes (%)
*Scalize; Sita; Leite, (2003)	98	-	80	100
Cybis et al (2004)	90	-	88	-
Santos (2005)	90	-	87	-
Arrojo, B., et al (2004)	70	-	80	-
Kargi, F.; A. Uygur (2004)	96	90	87	-
Kargi, F.; A. Uygur (2002)	94	70	84	-

\*Após desinfecção por hipoclorito de sódio.

Fonte: Do autor, 2013.

Figura 1 - Etapas de um reator sequencial por batelada – RSB

IMAGEM					
<b>FASE DO CICLO</b>	ENCHIMENTO	AERAÇÃO	SEDIMENTAÇÃO	DESCARGA	REPOUSO
<b>OBJETIVO DA FASE</b>	INTRODUÇÃO DO SUBSTRATO	BIODEGRADAÇÃO DO SUBSTRATO	CLARIFICAÇÃO DO EFLUENTE TRATADO	DESCARTE DO EFLUENTE TRATADO	RESERVA DE TEMPO A TRANSFERIR PARA OUTRA FASE, CASO NECESSÁRIO
<b>ESTADO DA AERAÇÃO</b>	LIGADA OU DESLIGADA	LIGADA	DESLIGADA	DESLIGADA	LIGADA OU DESLIGADA

Fonte: Adaptado de Eckenfelder Jr., 1989.

O ciclo de um RSB se inicia com a abertura do tanque para enchimento até que o seu volume útil seja atingido, e em alguns casos, o enchimento pode se prolongar até o término da fase de aeração quando a vazão do afluente é muito baixa. A aeração pode começar a qualquer momento, desde o enchimento, como citado anteriormente, ou no término deste. Concluída a fase de aeração tem-se o início da sedimentação do lodo, momento em que o líquido fica em repouso dentro do reator. Completada a fase de sedimentação, dar-se início a fase de descarga do líquido clarificado, que seria o efluente tratado. Ao fim da descarga pode-se haver ou não uma fase de repouso do tanque antes de começar um novo ciclo (SANTOS; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2011).

Em reatores sequenciais por batelada também é comum o uso de

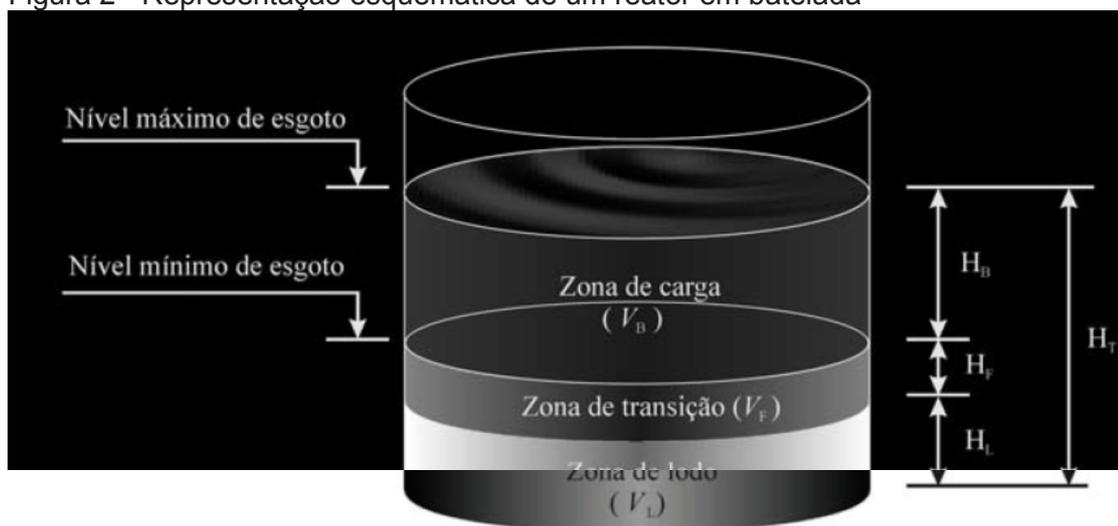
misturadores durante o processo de tratamento, e o uso deste em cada etapa irá depender do objetivo do tratamento proposto. O enchimento com mistura pode resultar na desnitrificação, caso existam nitratos do ciclo operacional anterior dentro do reator. Em condições extremamente anaeróbicas, este enchimento pode promover a liberação de ortofosfatos que serão removidos posteriormente. Na fase de aeração, também chamada de reação por alguns autores, existe a remoção da matéria orgânica, nitrificação e assimilação dos ortofosfatos pelas bactérias removedoras de fósforo. Estudos demonstram que na fase de repouso pode ocorrer ainda alguma desnitrificação (PICKBRENNER, 2002).

A operação em um ciclo sequencial divide o reator em partes superpostas, a parte superior do volume útil do tanque, a zona de carga, é alternadamente enchida e esvaziada determinando a intermitência do fluxo do efluente. A parte inferior onde é acumulado o lodo em excesso após a sedimentação, é chamada de zona de lodo. Por medidas de segurança e para evitar que durante a descarga do efluente tratado haja um arraste do lodo sedimentado tem-se a zona de transição que fica entre a zona de lodo e a zona de carga (SANTOS; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2006). A figura 2 demonstra os volumes e alturas de cada zona do reator. De acordo com Irvine e Busch (1979 apud SANTOS; CYBIS; GEHLING, 2006), a zona de lodo deve ter um volume mínimo de 30% do volume do reator após a sedimentação para garantir o funcionamento do RSB como reator e decantador. Von Sperling (2001 apud SANTOS; CYBIS; GEHLING, 2006) acrescenta ainda a este valor, 10 % correspondente à zona de transição para evitar que o nível do lodo sedimentado coincida com a entrada da tubulação de descarga do efluente tratado.

É notável que o processo de tratamento por lodos ativados seja fundamentalmente composto de duas etapas importantíssimas, a aeração que irá suprir e dar suporte para os microrganismos fazer a degradação da matéria orgânica e a sedimentação que irá depositar no fundo do tanque o excesso de sólidos, clarificando e deixando o efluente final tratado. A fase sólida decantada no fundo do tanque é o chamado lodo ativo, que nomeia este tipo de tratamento. Este lodo ativo compreende uma suspensão concentrada de biomassa contendo agentes biológicos necessários para o processo de depuração, sendo de suma importância para o processo que esta biomassa seja mantida no interior do sistema para que continue a participar do tratamento, removendo apenas o excesso da mesma (SANTOS; BARBOSA FILHO; GIORDANO, 2011). A importância da descarga do lodo controlada,

deixando uma parte no processo, só foi reconhecida nos anos cinquenta, quando os primeiros modelos para descrever quantitativamente o comportamento dos lodos ativos foram desenvolvidos. Nestes modelos se desenvolveu o conceito de idade do lodo, que é definido como o tempo médio de permanência do lodo no sistema (PICKBRENNER, 2002).

Figura 2 - Representação esquemática de um reator em batelada



HT = altura útil total do reator; HB = altura da zona de carga;  
 HF = altura da zona de transição; HL = altura da zona de lodo;  
 VB = volume da zona de carga; VF = volume da zona de transição;  
 VL = volume da zona de lodo;

Fonte: Santos; Barbosa filho; Giordano, 2011.

Nos anos 80 do século XX, o desenvolvimento tecnológico alavancou o uso de sistemas de lodos ativados em batelada em função da mecanização, seguido posteriormente por uma automação deste processo de tratamento. Muitos avanços foram feitos na operação de reatores sequenciais por batelada de lodos ativados, porém o ciclo operacional (tempo de cada etapa) ainda é uma condição empírica baseada na experiência de alguns pesquisadores e autores sobre a temática que tiveram ou têm sucesso em suas estações de tratamento (SANTOS; CYBIS; GEHLING, 2006).

### 2.1.2 Microbiologia no tratamento de esgotos

Os principais organismos presentes no tratamento de esgotos domésticos são as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes, sendo que as bactérias ocupam o maior destaque. Este grande destaque no tratamento de esgoto é devido a sua alta velocidade de crescimento e capacidade de utilizar grande parte dos compostos orgânicos presentes nas águas residuárias para o seu metabolismo, além de possuir outra característica importantíssima para o tratamento que é a sua capacidade de flocular (SANTOS, 2005).

Em sistemas de lodo ativo, o mecanismo principal de remoção da matéria orgânica presente no efluente é o metabolismo bacteriano. As bactérias quimioheterotróficas são as principais envolvidas neste processo, removendo a matéria orgânica a partir da utilização destes compostos como fonte de energia e de carbono para síntese de novas células. Este metabolismo bacteriano pode ser dividido em duas partes, o anabolismo e o catabolismo. O anabolismo é feito quando as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono para síntese de novas células e o catabolismo é quando as bactérias utilizam estes compostos orgânicos para fonte de energia. A energia liberada pelo catabolismo é essencial para o desenvolvimento do anabolismo. O catabolismo é dividido em oxidativo e fermentativo, sendo a energia liberada por meio da oxidação e fermentação, respectivamente (SANTOS, 2005).

O nitrogênio presente no esgoto sanitário resulta basicamente de excreções humanas contidas principalmente na forma orgânica (60%) e amoniacal (40%), sendo as concentrações de nitrito e nitrato desprezíveis durante a geração e transporte até a ETE (SANTOS, 2005).

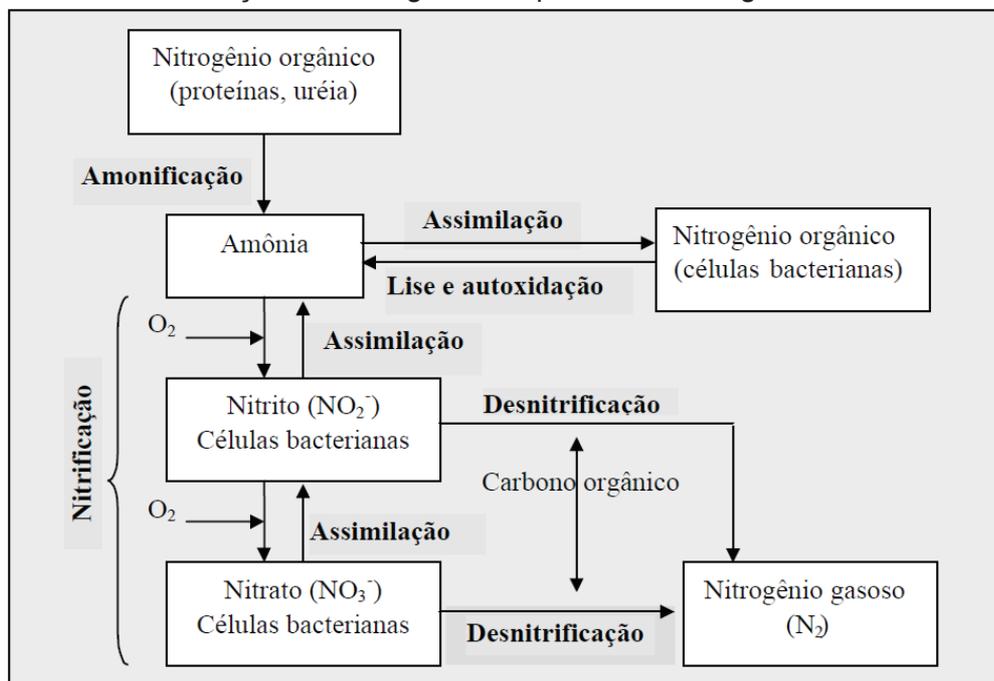
A remoção efetiva de nitrogênio do esgoto doméstico pode ser obtida por meio da assimilação (saindo no lodo) e pela conversão a nitrogênio gasoso (escapando para a atmosfera), nos processos de nitrificação e desnitrificação (PICKBRENNER, 2002). Em sistemas de lodo ativado o nitrogênio é removido pela nitrificação seguida da desnitrificação e/ou pela descarga do lodo de excesso, onde o material nitrogenado particulado e o nitrogênio assimilado pela biomassa são incorporados ao lodo (SANTOS, 2005).

O processo de nitrificação é um processo biológico de oxidação do íon amônio a nitrato com a formação intermediária de nitrito. Os dois gêneros principais

de bactérias envolvidas neste processo são as *Nitrossomonas* e as *Nitrobacter* (PICKBRENNER, 2002).

A desnitrificação é o processo de conversão dos nitritos e nitratos a sua forma mais reduzida ( $N_2$ ,  $N_2O$  e  $NO$ ) desenvolvendo-se em duas etapas. Na primeira ocorre à transformação de nitrato a nitrito, e na segunda, o nitrito passando por dois compostos intermediários é convertido a nitrogênio gasoso (PICKBRENNER, 2002). A figura 3 demonstra as transformações envolvendo o nitrogênio nos processos biológicos de tratamento.

Figura 3 - Transformações do nitrogênio em processos biológicos de tratamento



Fonte: Pickbrenner, 2002.

## 2.2 DOENÇAS RELACIONADAS AO ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário, como descrito anteriormente, apresenta uma série de compostos e substâncias que propiciam a proliferação de bactérias, vírus, protozoários, entre outros. Apesar de todos estes microrganismos serem importantíssimos para a remoção/tratamento de efluentes domésticos, alguns deles trazem consigo uma grande variedade de enfermidades que podem afetar a saúde da população e o meio ambiente como um todo.

No que diz respeito às cepas encontradas em efluentes domésticos e que causam algum problema à saúde da população, pode-se citar as que estão presentes com uma frequência maior que as demais, como a *Salmonella*, *shigella*, *leptospira*, *Escherichia coli*, *Mycobacterium*, *Pasteurella*, *Vibrio*, *Endamoeba Histolytica*, ovos de helmintos e *Streptococos fecais* (SCHERER, 2004). Estas cepas são chamadas muitas vezes de organismos patogênicos, pela sua possibilidade de causar riscos à saúde pública através das doenças já citadas (GONÇALVES, 2003).

As cepas citadas acabam por causar grandes problemas de saúde pública e a falta de saneamento básico reflete diretamente na saúde e qualidade de vida da população. Dos mais variados tipos de doenças que podem ter contágio em virtude dos efluentes domésticos e que são causadas por estas cepas citadas anteriormente, pode-se citar a ancilostomíase, ascaridíase, amebíase, cólera, diarreia infecciosa, disenteria bacilar, esquistossomose, estrogiloidíase, febre tifoide, febre paratifoide, salmonelose, teníase e cisticercose (FUNASA, 2006).

### 2.2.1 Principais agentes patogênicos

Os organismos patogênicos podem ser bactérias, vírus, protozoários e helmintos, e sua transmissão pode acontecer de diferentes formas (GONÇALVES, 2003). As bactérias e os vírus entéricos são os patógenos mais importantes dentre os citados anteriormente (CHERNICHARO et al, 2004), sendo as bactérias do grupo *Escherichia coli*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Vibrio cholerae*, *Campylobacter jejuni* e *Yersinia enterocolitica* as mais comuns (GONÇALVES, 2003).

As bactérias do grupo *Escherichia coli* são divididas em patogênicas e saprófitas, sendo estas últimas inofensivas e não causadoras de doenças. As principais doenças causadas por estas cepas são as relacionadas a infecções do trato urinário e rins nos animais, e diarreias agudas nos seres humanos de países em desenvolvimento (GONÇALVES, 2003).

A infecção causada por *salmonella spp.* traz aos infectados febre moderada, náuseas, cólicas e diarreia. Sua ação, portanto, ocorre nas mucosas intestinais e podem em casos mais graves avançar para outros órgãos (febre entérica) (GONÇALVES, 2003).

Os vírus relacionados aos esgotos domésticos são chamados de vírus entéricos, sendo compostos por mais de 100 tipos de diferentes famílias que se

multiplicam no trato gastrointestinal e são eliminados pelas fezes. Dentre as principais famílias podem ser citadas a Picornaviridae (Enterovirus, Poliovirus, coxsackievirus A e B, Echovirus, Enterovirus 68-71, Hepatovirus); Reoviridae; Caliciviridae (Calicivirus, SRSV, Vírus da Hepatite E); Adenoviridae; Astroviridae; Parvoviridae; Coronaviridae e Toroviridae (GONÇALVES, 2003).

Os protozoários e helmintos são outros patógenos de grande relevância quando falamos em esgotos domésticos, sendo Giárdia e ascaridíase respectivamente, exemplos de doenças relacionadas a estes patógenos (GONÇALVES, 2003).

### **2.2.2 Modos de transmissão e controle de doenças**

Os modos de transmissão das diferentes doenças causadas por patógenos presentes nos efluentes domésticos podem ocorrer de diferentes formas, a citar: o contato direto da pele com o solo ou água contaminada; ingestão de alimentos ou água contaminada por dejetos ou por vetores; e ingestão de alimentos ou água contaminada pela própria mão do homem infectada (CHERNICHARO et al, 2004).

O contato direto da pele humana com solo contaminado com larvas de helmintos (provenientes das fezes de portadores de alguma parasitose) é a principal forma de contágio das doenças ancilostomose e strongiloidose. Os ovos de helmintos presente nas fezes eclodem no solo e após penetrar pela pele humana e passar por vários órgãos, chegam até o intestino. Águas e efluentes contaminados por cercárias também tem mecanismos de infecção parecidos, sendo de extrema importância o uso de privadas, além de evitar banhos em córregos e rios que possam conter algum tipo de contaminação (FUNASA, 2006).

A ingestão de alimentos contaminados diretamente por dejetos é a principal forma de contágio e transmissão das doenças ascaridíase, amebíase, febre tifoide, febre paratifoide, entre outras. A desinfecção de efluentes e uma boa higiene dos alimentos a serem ingeridos são medidas de suma importância para que não ocorram estes problemas de saúde (FUNASA, 2006).

As diarreias infecciosas, febres tifoide e paratifoide também são transmitidas na ingestão de alimentos contaminados por vetores, sendo a eliminação destes vetores a principal medida de controle destas doenças. Ainda falando sobre as diarreias infecciosas, podemos comentar outra forma comum de transmissão desta

doença, que é a ingestão de alimentos contaminados pela mão do homem, devendo, portanto, se ter uma boa higiene pessoal para evitar este tipo de transmissão (FUNASA, 2006).

A ingestão de carnes suínas e bovinas contaminadas com os cisticercos (*Taenia solium* – porco e *Taenia saginata* – boi) presentes no tecido destes animais se for mal cozida, pode trazer ao homem a doença teníase, sendo o preparo destas carnes uma forma de atenuar o número de infecções desta enfermidade (FUNASA, 2006).

### 2.2.3 Organismos indicadores

Devido às dificuldades de isolamento rotineiro de organismos patogênicos em amostras ambientais, desde muito tempo, se usa organismos indicadores de presença de material fecal para determinar se as amostras são ou não contaminadas, sendo ainda a densidade destes indicadores, como indicador do grau de poluição/contaminação (GONÇALVES, 2003).

Segundo Franco e Landgraf (1996 apud SILVA, 2002) microrganismos indicadores são grupos ou espécies de microrganismos que se presente em um alimento ou água, indicam a ocorrência de contaminação por origem fecal, tendo a provável presença, portanto, de outros patógenos.

No desenvolvimento do conceito de organismos indicadores de contaminação por muito tempo se utilizou *E.Coli* isolada e inicialmente denominada *Bacterium Coli*, por Theodor Escherichi em 1855. A busca pela agilidade e simplicidade deu lugar à utilização disseminada dos coliformes, e mais tarde dos coliformes fecais. As bactérias do grupo coliforme são definidas como Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e *Escherichia Coli* (GONÇALVES, 2003).

A *International commission on microbiological specifications for foods* – ICMSF classifica os microrganismos entre os que não apresentam risco direto a saúde e aqueles que apresentam algum risco, que seriam os indicadores de contaminação coliformes totais, coliformes *termotolerantes*, enterococos, enterobactérias totais e *escherichia coli* (SILVA, 2002).

As bactérias do grupo coliformes totais são bacilos gram negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos, os quais fermentam a lactose a  $35,0 \pm 0,5$  °C em 24 -

48h (GONÇALVES, 2003). Os coliformes termotolerantes são um subgrupo dos coliformes que fermentam a lactose a  $44,5 \pm 0,2$  °C em 24h (DUARTE, 2011).

*Escherichia coli* são bactérias da família enterobacteriaceae e do grupo coliforme que fermentam a lactose e o manitol a  $44,5 \pm 0,2$  °C em 24h (GONÇALVES, 2003). Elas fazem parte da microbiota intestinal do homem e outros animais de sangue quente, por este motivo quando detectados em uma amostra de água fornecem evidência direta de contaminação fecal recente, indicando a provável presença de microrganismos patogênicos (DUARTE, 2011).

Atualmente a legislação brasileira não inclui padrão de lançamento para estes indicadores, sendo as suas densidades máximas a serem garantidas no efluente estabelecidas com base nos padrões de qualidade do corpo receptor e no fator de diluição do efluente (GONÇALVES, 2003).

### 2.3 DESINFECÇÕES DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

Uma das etapas mais importantes do tratamento de esgoto é a desinfecção destes objetivando a diminuição das enfermidades causadas por microrganismos patogênicos. Por meio da inativação e destruição destes microrganismos pode-se ter um efluente com um uso futuro que atenda e satisfaça as necessidades dos usuários posteriores (SCHERER, 2004).

A desinfecção consiste em um processo de purificação por meio do emprego de um agente físico, químico ou biológico buscando a inativação dos microrganismos patógenos como bactérias, protozoários e vírus. Outra nomenclatura normalmente usada para designar estes tipos de processos, é a esterilização, porém, esta acontece apenas quando há uma eliminação total ou um valor muito próximo deste (CAMARGO, 2004).

A desinfecção da água é uma prática adotada a milênios, embora que os processos utilizados para isto não sejam muito conhecidos. Estudos comprovam que em 500 a.C. a população já usava a água para consumo após sua fervura, eliminando assim boa parte dos patógenos causadores de enfermidades (MEYER, 1994).

No que se refere ao esgoto doméstico, a desinfecção deste no Brasil, tem por objetivo principal a redução de coliformes totais e *termotolerantes* (indicadores de contaminação por dejetos humanos) (PIANOWSKI; JANISSEK, 2003), de modo a cumprir os níveis estabelecidos pela resolução Conama 357/2005 em função da

classificação do corpo receptor (BRASIL, 2005).

A sobrevivência destes organismos está relacionada normalmente a diferentes fatores, como por exemplo, pH, turbidez, oxigênio, nutrientes, competição com outros organismos e resistência a substâncias tóxicas (MEYER, 1994).

### **2.3.1 Fatores que influenciam os processos de desinfecção**

Para ter uma boa desinfecção e uma água com as características necessárias e suficientes a fim de não afetar a saúde humana e o próprio meio ambiente, alguns parâmetros podem ser importantes e controlados, são eles: a espécie e concentração do organismo a ser destruído ou inativado; espécie e concentração do desinfetante; tempo de contato do desinfetante com o efluente; características químicas e físicas da água, o grau de dispersão do desinfetante, dentre outros (MEYER, 1994).

O tempo de contato entre o desinfetante e o efluente é de extrema importância para ter um resultado satisfatório no fim do processo, sendo o aumento deste tempo diretamente proporcional à capacidade de destruição dos microrganismos. Uma das formas de reduzir o tempo de contato, mantendo a eficiência de desinfecção, seria o aumento da dosagem do produto desinfetante, aumentando assim o poder de inativação/destruição nestes organismos (CAMARGO, 2004).

Para cada tipo de agente químico é possível estabelecer e comparar a sua eficiência com o fator Ct, que representa o poder desinfetante do produto em questão. O fator Ct é inversamente proporcional ao poder de desinfecção do produto, em outras palavras, quanto menor o Ct, maior é o poder desinfetante do agente químico (CAMARGO, 2004). O efeito da concentração do desinfetante pode ser observado pela Equação 1 (MACÊDO, 2004).

“Os melhores desinfetantes químicos podem alcançar a mais eficiente desinfecção pelo menor produto da concentração do desinfetante com o tempo de contato (Ct)” (CAMARGO, 2004, p. 12). Os valores de Ct podem variar dependendo da temperatura, pH e do tipo de desinfetante utilizado (CAMARGO, 2004).

$$K = C^n t \quad (1)$$

Onde,

C = Concentração da substância química (desinfetante) (mg/L);

n = Coeficiente de diluição;

t = Tempo de contato necessário para inativação dos patógenos (min);

K = Coeficiente de eficiência do desinfetante (mg.min/L).

O aumento do pH diminui a reatividade do cloro, enquanto que a elevação da temperatura aumenta a velocidade de reação (RIBEIRO, 2006). O aumento da temperatura também tem influência direta sobre os organismos, sendo o aumento desta, responsável pela inativação das enzimas com a quebra na cadeia proteica de alguns microrganismos (CAMARGO, 2004). O inverso deste cenário, quando há uma aproximação do ponto de congelamento da água, também ocasiona um decaimento da eficiência de desinfecção (MACÊDO, 2004).

Um dos fatores mais importantes relacionado à desinfecção é o número de microrganismos presentes no efluente. De fato, isto acaba sendo uma das premissas para desinfecção, já que um número maior de patógenos necessitará de uma dosagem e tempo de contato maior do que um efluente com baixa concentração microbiana. O tipo de microrganismo pode afetar a eficiência de desinfecção, já que dependendo da estrutura celular, o patógeno pode ser mais ou menos susceptível a inativação (CAMARGO, 2004).

Segundo Camargo (2004) a matéria orgânica presente nos efluentes domésticos ou em qualquer outro tipo de água é outro fator que pode de certa forma interferir no momento da desinfecção. Estes compostos orgânicos presentes no efluente podem agir como uma barreira física para os microrganismos, reagindo com o cloro e deixando este com uma quantidade ativa menor a ser utilizada na desinfecção (CAMARGO, 2004).

### **2.3.2 Compostos e técnicas de desinfecção**

Os processos de desinfecção utilizados atualmente, e muitos deles já desde muitos anos atrás, podem ser classificados em grupos de acordo com suas características. Dentre eles podem-se citar os processos que utilizam tratamento físico

(aplicação de calor, irradiação, luz ultravioleta); os íons metálicos (cobre e prata); os compostos alcalinos; os compostos tensoativos (sais de amônia quaternária) e os oxidantes (halogênios, ozônio e outros compostos orgânicos e inorgânicos) (MEYER, 1994). Macêdo (2004) classifica os métodos de desinfecção em apenas dois grupos, sendo eles os agentes físicos (luz solar, calor e radiação ultravioleta) e os agentes químicos (Ozônio, peróxido de hidrogênio, permanganato de potássio, dióxido de cloro, hipoclorito de sódio, dentre outros). Os métodos de desinfecção de águas e efluentes também podem ser classificados de acordo com o modo de ação sobre o microrganismo, agindo na destruição da organização estrutural da célula; na interferência no nível energético do metabolismo ou na interferência na biossíntese e/ou no crescimento dos patógenos (CAMARGO, 2004).

Entre as várias técnicas e métodos de desinfecção, a cloração ainda continua sendo a mais utilizada, mesmo que estudos mostrem reações indesejáveis que acontecem com a matéria orgânica e outros compostos presentes no efluente. Estas reações acabam formando os subprodutos halogenados (trihalometanos), compostos de crescente toxicidade e menor biodegradabilidade, que serão discutidos posteriormente (RIBEIRO, 2006).

As tecnologias alternativas utilizadas atualmente nas ETAs e ETEs de todo o mundo para desinfecção são as monocloramina inorgânica, ozônio, dióxido de cloro, ácido peracético, radiação ultravioleta, adição de óxido de cálcio, microfiltração e sedimentação avançada (RIBEIRO, 2006).

#### 2.3.2.1 Desinfecção por hipoclorito de sódio

Dos mais variados compostos clorados utilizados atualmente em desinfecção de esgotos domésticos, pode-se citar o uso de hipoclorito de sódio devido suas vantagens quando comparado aos demais. Suas vantagens incluem a capacidade de utilização sem a necessidade de armazenar grandes quantidades; custo bastante favorável em relação à maioria dos demais; não apresenta elevada formação de subprodutos; dispensa a utilização de grande espaço físico e apresenta eficiência compatível com o gás cloro (SCHERER, 2004).

O hipoclorito de sódio comercial (NaClO) é uma solução com concentrações que variam de 1 a 10 %, na forma líquida e de aparência verde amarelada (CAMARGO, 2004). O NaClO é um sal inorgânico, corrosivo, densidade

relativa de 1,06 a 20 °C, variando o pH de 11,5 a 12,5. Seus usos são variados, a citar, branqueamento de celulose, purificação da água, fungicida, lavanderias, alvejante doméstico e obtenção de produtos químicos orgânicos (CETESB, 2013).

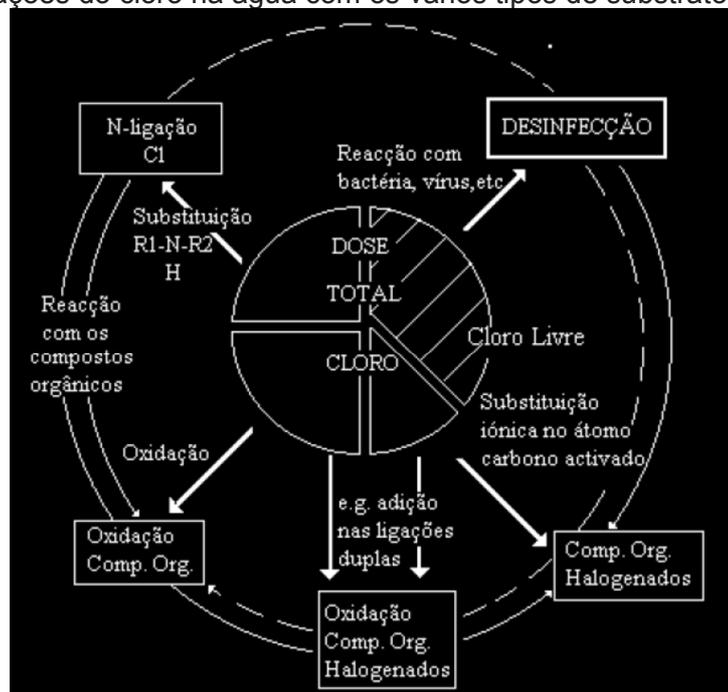
### **2.3.3 Cinética de desinfecção por compostos clorados**

O uso de cloro no tratamento de águas e efluentes podem ter diferentes objetivos, são eles a desinfecção (destruindo os microrganismos patogênicos), a oxidação (alteração das características da água pela oxidação dos compostos nela existente) ou ambas as ações ao mesmo tempo. Destes objetivos, o mais comum e utilizado nas estações de tratamento de água e também de esgotos domésticos é a desinfecção, muitas vezes também, chamado de “cloração” (MEYER, 1994).

A reatividade do cloro com os mais variados compostos e também na desinfecção de águas está normalmente ligada a diferentes fatores que irão, dependendo de sua característica, favorecer ou não estas reações como relatado anteriormente. Todas estas reações envolvendo matéria orgânica, amônia e outros compostos ocorrem normalmente antes do propósito inicial, que seria a desinfecção (RIBEIRO, 2006). Em ordem cronológica, quando um composto clorado é adicionado em águas, ocorre primeiramente a oxidação de compostos orgânicos (demanda de cloro), reações com amônia (cloro residual combinado), hidrolisação (cloro residual livre) e possível formação de trihalometanos (MACÊDO, 2004). As principais reações do cloro quando adicionados em águas e efluentes, incluindo a desinfecção, estão representados pela figura 4.

O mecanismo de desinfecção com o uso de cloro não é completamente conhecido, porém, algumas comprovações experimentais dizem que pequenas concentrações de ácido hipocloroso destroem bactérias, levando alguns pesquisadores à formulação da hipótese de que a morte destes microrganismos é resultado da reação química do ácido hipocloroso com a enzima triosefosfato dihidrogenase, essencial na oxidação da glicose e, conseqüentemente, fundamental para o metabolismo celular e sobrevivência destes patógenos (MEYER, 1994).

Figura 4 - Reações do cloro na água com os vários tipos de substratos



Fonte: Batjer et al apud Almeida et al., 1998.

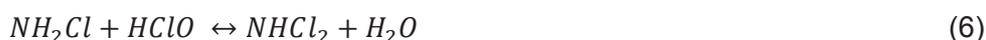
O ácido hipocloroso é formado logo que o composto clorado é adicionado na água, sendo estas reações chamadas de hidrólises. O ácido hipocloroso (HClO) por ser um ácido fraco sofre dissociação parcial em solução aquosa para formar o íon hipoclorito (OCl<sup>-</sup>), que também tem efeitos desinfetantes, ainda que estes sejam menos eficientes que o ácido hipocloroso. As principais hidrólises, dependendo do composto clorado utilizado, estão representadas pelas equações 2, 3 e 4 (MACÊDO et al., 2001).



A relação entre as duas espécies (HClO E OCl<sup>-</sup>) é muito importante, pois como descrito anteriormente, há uma diferença de eficiências entre elas. O HClO é aproximadamente 80 vezes mais efetivo do que o OCl<sup>-</sup> para a desinfecção, isto se deve principalmente as cargas negativas das células microbianas, que na maioria das vezes acabam se afastando do íon hipoclorito, dificultando a ação destes

desinfetantes (CAMARGO, 2004).

Outras reações podem ocorrer antes da hidrolisação, formando outros subprodutos que também possuem poder desinfetante. As reações envolvendo a amônia e os compostos clorados, especificamente com o ácido hipocloroso, formam as monocloraminas, dicloraminas e tricloraminas como demonstrado nas equações 5, 6 e 7 (MACÊDO et al., 2001).



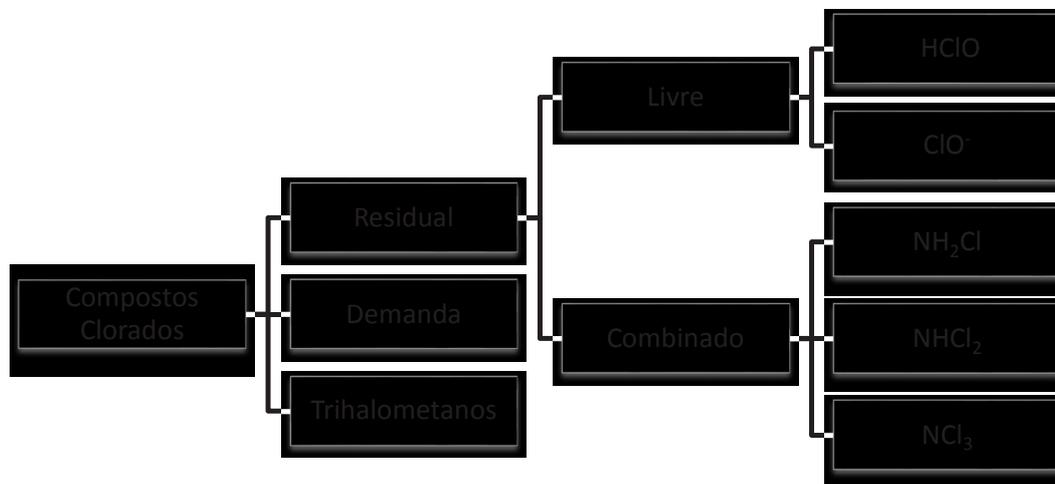
As monocloraminas e dicloraminas são compostos com ação bactericida inferior ao HClO, ao contrário da tricloramina. Em pH 8,5 o HClO tem uma ação bactericida 25 vezes maior que as cloraminas inorgânicas. A dicloramina é três vezes mais eficiente que a monocloramina. Estas baixas ações bactericidas são explicadas pela baixa hidrolisação da monocloramina, formando poucas quantidades do ácido hipocloroso (HClO) como mostra a equação 8 (MACÊDO et al., 2001).



O cloro presente na água ou no efluente e com poder desinfetante, pode ser classificado como Cloro Residual Livre – CRL ou Cloro residual combinado – CRC, sendo o somatório de ambos o cloro residual total – CRT (Figura 5). O CRL está presente na água nas formas de ácido hipocloroso e de íon hipoclorito, sendo os principais responsáveis pela desinfecção de águas e efluentes. A presença de cloraminas, resultantes da reação da amônia e compostos amoniacais com o cloro, é denominada cloro residual combinado (MEYER, 1994).

A desinfecção de águas e efluentes pode ocorrer, portanto, de três maneiras sendo ela a cloração simples, a amônia cloração e a cloração ao breakpoint (MACÊDO, 2004).

Figura 5 - Compostos clorados em água



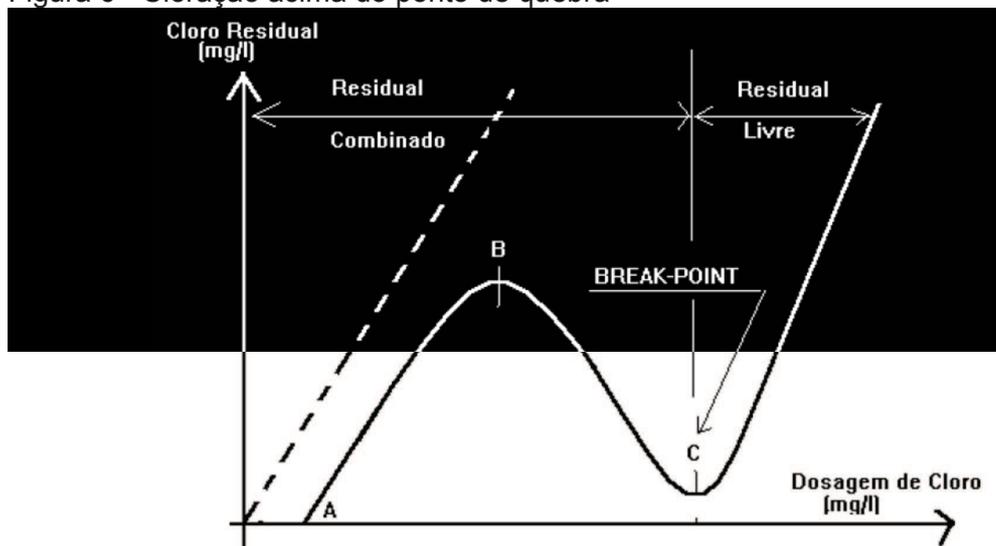
Fonte: Adaptado de Macedo, 2001.

A cloração simples não se preocupa em atender a demanda de cloro, aplicando-se simplesmente o composto até conseguir um residual livre entre 0,1 e 0,2 mg/L, que é considerado suficiente para a desinfecção completa da água segundo Macêdo (2004). A organização mundial da saúde estabelece que o residual total de 5 mg/L é um parâmetro que não oferece riscos à saúde da população, sendo que para uma desinfecção completa da água, se tenha um residual livre maior que 0,5 mg/L após um tempo de contato de 30 min a pH menor que 8,5 (MACÊDO, 2004). A amônia-cloração é quando a desinfecção é satisfeita apenas com a formação de cloraminas (residual combinado), não sendo necessária uma formação de residual livre no final do processo. A cloração ao breakpoint ocorre quando o composto clorado é dosado continuamente e enquanto essa dosagem acontece, todo o cloro disponível vai sendo consumido por outras reações. Após suprir toda a demanda o cloro atinge o breakpoint e começa a deixar residual livre. A figura 6 mostra o processo de desinfecção ao breakpoint, representando no gráfico as demandas de cloro (O-A), formação de cloraminas (A-B), decomposição (oxidação) destas pelo excesso de cloro (B-C) e após a contínua adição de compostos clorados, é formado então os residuais livres (HClO e ClO<sup>-</sup>) (MACÊDO, 2004).

A formação de cloraminas é responsável pelo sabor e odor dos compostos clorados, sendo seu cheiro característico em piscinas e parques aquático, muito

comentado pelos banhistas e caracterizando, portanto, sua presença na água (MACÊDO, 2004).

Figura 6 - Cloração acima do ponto de quebra



- - - = Derivado clorado adicionado em água sem matéria orgânica e substâncias amoniacais.
- O-A = Demanda de cloro.
- A-B = Formação de cloraminas.
- B-C = Decomposição de cloraminas, por excesso de cloro.

Fonte: Santos Filho apud Macêdo, 2004.

### 2.3.3.1 Dosagens ideais de compostos clorados

A dosagem ideal de compostos clorados a ser utilizado na desinfecção de efluentes domésticos é um dado muito importante para que a dosagem não seja insuficiente (não desinfecção) ou demasiada (formação de subprodutos indesejáveis), devendo se fazer pesquisas comparando diferentes parâmetros e seus comportamentos de acordo com cada dosagem.

O tipo de efluente que irá ser desinfetado irá afetar diretamente na dosagem utilizada, já que um efluente bruto terá uma carga de microrganismos muito maior que um efluente que passou por um tratamento primário ou mesmo secundário. A dosagem ideal para efluentes que passaram por diferentes processos de tratamento, tendo como objetivo a desinfecção para atender os padrões de lançamento de 1000 NMP/100mL de coliformes termotolerantes estão descritos na tabela 2 (GONÇALVES, 2003).

Tabela 2 - Dosagens de cloro de acordo com o tratamento anterior

Aplicação	Cloro e seus compostos		
	(mg/L)	Hipoclorito (mg/L)	Dióxido de cloro (mg/L)
Esgoto bruto (pré-cloração)	15 a 40	-	-
Efluente primário	10 a 30	-	-
Efluentes de lodos ativados	2 a 10	6 a 13	2 a 4
Efluente de lagoas de estabilização	-	6 a 13	4,5

Fonte: Adaptado de Gonçalves, 2003.

Uma forma de garantir a desinfecção de efluentes é através do residual de cloro que é encontrado em determinado período de tempo após a cloração. O modelo de Selleck-Collins relaciona o residual necessário (Cr) para uma boa desinfecção, contemplando o número inicial de coliformes ( $N_0$ ), número final de coliformes que se deseja após a cloração (N) e tempo de contato (t) entre o reagente e o efluente. A equação 9 define o modelo de Selleck-Collins, sendo Cr dado em mg/L; N e  $N_0$  em NMP; e t em min (GONÇALVES, 2003).

$$\frac{N}{N_0} = [1 + 0,23 \times Cr \times t]^{-3} \quad (9)$$

## 2.4 SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO

O uso da cloração como desinfetante de agentes patogênicos é largamente utilizado na atualidade devido a sua grande ação bactericida e uma série de vantagens já comentadas no item 2.3. Nos últimos anos, porém, o uso desta técnica tem mostrado uma série de problemas e desvantagens. Tal desvantagem é devido principalmente aos subprodutos resultantes deste processo, tendo os trihalometanos – THMs como um dos grandes protagonistas relacionado a esta temática (SCHERER, 2004). Os THMs são compostos gerados pela reação dos compostos clorados e os precursores presentes na água ou efluente a ser desinfetado. Sua maior preocupação está nas características que põe tanto a saúde humana, quanto de animais e peixes em risco, pelo fato de serem produtos presumidamente carcinogênicos, poluentes do meio ambiente, dificilmente biodegradáveis, persistentes e acumuladores na natureza

(RIBEIRO, 2013).

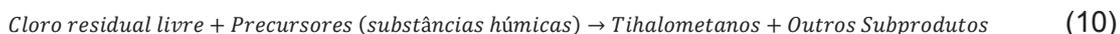
A exposição aos trihalometanos não se dá apenas pela ingestão da água contaminada, estudos apontam que em um banho de 8 (oito) minutos, a exposição aos THMs é 6 (seis) vezes pior que a ingestão da mesma durante 24h, devido principalmente à inalação do clorofórmio que pode apresentar-se na forma gasosa em virtude de sua volatilização (ALANIS, 2013).

Muitos compostos orgânicos e não orgânicos presentes nos efluentes e até mesmo em águas usadas para o abastecimento público acabam por não serem tratados corretamente, ou em outras palavras, removidos do efluente ou da água. Alguns desses compostos podem ter sérios problemas quando combinados com outros em etapas subsequentes do tratamento. Substâncias orgânicas como fenóis, aminoácidos e hidrocarbonetos aromáticos são alguns dos precursores citados anteriormente que acabam reagindo com o cloro e formando subprodutos indesejáveis (RIBEIRO, 2013).

Segundo a organização mundial da saúde (OMS) a eficiência da desinfecção nunca deve ser comprometida, devendo ser reduzido o nível dos subprodutos potencialmente perigosos, quer “otimizando” o processo de tratamento quer reduzindo o teor de substâncias orgânicas na água, antes da aplicação dos reagentes. Quando for necessário decidir entre os parâmetros microbiológicos e os parâmetros referentes a subprodutos da desinfecção, a qualidade microbiológica deve ter sempre precedência (ALMEIDA, 1998).

#### **2.4.1 Formação dos Trihalometanos**

Historicamente, os principais precursores da formação dos trihalometanos são os ácidos húmicos (RIBEIRO, 2013), tal formação ocorre com as reações entre o cloro residual livre e estas substâncias húmicas (compostos orgânicos resultantes da degradação de vegetais) (MACÊDO, 2001). As estruturas das moléculas do material húmico consistem em uma enorme massa amorfa condensada com certos grupos funcionais sob sua superfície (CAMARGO, 2004). A reação genérica da formação dos THMs e outros subprodutos são representados pela equação 10 (MACÊDO, 2001).



A formação de trihalometanos é diretamente proporcional ao tempo de contato entre o cloro e os precursores de THMs; Temperatura do efluente; pH; Características e concentrações dos precursores (Ac. Húmicos e Fúlvicos); Concentração de brometo e iodeto; Concentração de cloro (ALANIS, 2013).

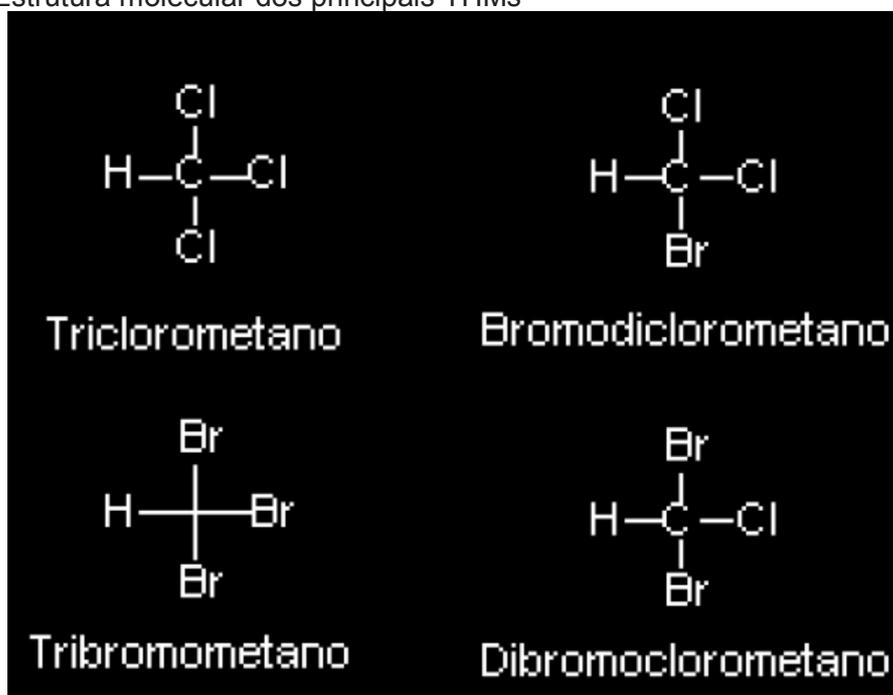
O tempo influencia muito na formação de THMs, pois a formação destas substâncias não ocorre instantaneamente, sendo o aumento do tempo de contato diretamente proporcional à formação de trihalometanos. O aumento da temperatura e do pH são outros fatores que favorecem a formação dos THMs. A presença de brometos e iodetos na água fazem estes compostos serem oxidados a espécies capazes de participar da reação de substituição orgânica, resultando na formação de THM puro ou misturado (um ou mais de um dos compostos) (MEYER, 1994).

A formação de subprodutos da cloração pode ser evitada, portanto, utilizando a quantidade certa de agente desinfetante, tempo de contato certo e principalmente com um bom tratamento prévio para a remoção da matéria orgânica e demais precursores dos THMs (MEYER, 1994).

Em pesquisa realizada pela companhia de saneamento básico de São Paulo - SABESP, no período de 1985-1988, chegou-se à conclusão que dos 10 possíveis compostos formados pela combinação dos átomos de C, H, Br, I e Cl apenas 4 (quatro) ocorrem de maneira significativa: o triclorometano (TCM), bromodiclorometano (BDCM), dibromoclorometano (DBCM) e o tribrometano (TBM), sendo que na maioria das ETAs, 80% dos THMs formados são TCM (MACÊDO, 2001). As fórmulas moleculares dos principais THMs estão representadas pela figura 7.

A reação de formação dos THMs inicia-se quando há o contato entre os reagentes (cloro e precursores), podendo continuar por muito tempo, até que cesse a quantidade de reagentes disponíveis (principalmente o cloro livre). Quanto maior a concentração de ácidos húmicos, fúlvicos e dos compostos clorados, maior será a formação de THMs. A forma sob a qual o cloro se apresenta também é importante; o cloro livre tem maior poder de formação de THM do que o cloro combinado (MEYER, 1994).

Figura 7 - Estrutura molecular dos principais THMs



Fonte: Camargo, 2004.

Os trihalometanos podem ser definidos segundo Santos (1989 apud MEYER, 1994) como THM totais, THM instantâneo, THM final e potencial de formação de THM.

Os THM totais (THMT) é a soma das concentrações dos 4 (quatro) tipos mais comuns de THMs comentados anteriormente, expressa em mg/L. Os THMs instantâneo (THMinst) é a concentração de THMs na água no momento da amostragem, sendo expressa em termos de tipo individual ou a soma do total de THM (THMT). Os THMs final (THMf) é a concentração de THM que ocorre na determinação da medida deste parâmetro. Para medir a concentração de THM, as condições das reações entre o cloro e os precursores de THMs são selecionadas de acordo com o tratamento que é dado à água em questão. Em geral, uma amostra de água é clorada sob estas condições e o clorofórmio e outros tipos de THMf são medidos após um período de tempo específico (MEYER, 1994).

Outra definição importante de ser comentada é o potencial de formação de trihalometanos (THMFP) que consiste na diferença aritmética entre o THM final e o THM instantâneo, e representa a concentração de precursor que não reagiu e que está presente na água na hora da amostragem original, sendo este precursor passível

de reação com compostos clorados e conseqüentemente potenciais formadores de trihalometanos (MEYER, 1994).

#### 2.4.2 Aspectos legais relativos aos THMs

A partir de 1974, após os EUA comprovarem a correlação entre os vários tipos de câncer e o uso de águas tratadas, várias pesquisas foram feitas para identificar a presença dos THMs nas diversas estações que utilizavam a cloração para desinfecção das águas, sendo o seu resultado positivo para todas as ETAs pesquisadas (MACÊDO, 2001).

Em 1979, a *Environmental protection agency* – EPA estabeleceu 100 µg/L como concentração máxima de THMs na água tratada para abastecimento público (MACÊDO, 2001). Com a divulgação da presença de THMs em refrigerantes em 1982 e a confirmação da relação entre essas substâncias e o câncer, outros países limitaram seus valores na água para abastecimento público, sendo eles Alemanha (25 µg/L), Canadá (350 µg/L), Holanda (75 µg/L) e França (10 µg/L).

No Brasil, apenas em 1990 a partir da portaria nº 36 do ministério da saúde, ficou estabelecido um valor máximo de 100 µg/L nas águas de abastecimento (MACÊDO, 2001). A Resolução Conama 430/2011 que "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes" (BRASIL, 2011, p.1) estabelece padrões apenas para o triclorometano (TCM), descrito na resolução pelo seu nome popular clorofórmio, tendo limite de 1,0 mg/L (BRASIL, 2011). Tal composto em quantidades excessivas apresenta efeitos sobre o sistema nervoso central, toxicidade hepática, nefrológica e teratogênica (ALANIS, 2013).

A presença de THMs em efluentes e águas de abastecimento indica não apenas a possibilidade de câncer aos usuários destes recursos, mas também a possibilidade de presença de outros compostos organoclorados tão perigosos quanto ou mais do que os THMs. Ácido acético clorado, haloacetoneitrilos, cloropicrin, clorofenóis e cloropropanonas são algumas dessas substâncias perigosas à saúde pública e que fazem parte de uma lista feita pela EPA em 1993, das 30 substâncias químicas mais nocivas à saúde humana, elaborada após várias pesquisas importantes nesta temática (MACÊDO, 2001).

### 3 METODOLOGIA

A metodologia do trabalho iniciou-se com a descrição da estação de tratamento de esgotos – ETE de Sombrio, SC. A caracterização do afluente e efluente foi à etapa seguinte do estudo, para se conhecer a qualidade do tratamento executado pela estação. As simulações com as dosagens de hipoclorito de sódio, bem como suas respectivas análises foram então iniciadas, buscando avaliar qual a melhor dosagem a ser utilizada pela ETE. O descritivo de cada etapa feita é comentada nos itens subsequentes.

#### 3.1 DESCRIÇÕES DA ETE

Uma das primeiras ações do presente estudo foi à descrição de todo o processo de tratamento que é usado atualmente na ETE do SAMAE de Sombrio, SC, descrevendo com detalhes cada etapa e suas respectivas funções. Também foi realizada uma breve contextualização do SAMAE e da ETE no que diz respeito a sua história, local e demais aspectos pertinentes ao trabalho.

#### 3.2 CARACTERIZAÇÕES DO AFLUENTE E EFLUENTE DA ETE

A segunda etapa do trabalho foi à caracterização do afluente e efluente da ETE, através das análises físico-químicas dos parâmetros alumínio (absorção atômica/forno grafite); amônia (titulométrico); cloretos (argentométrico); cor aparente (espectrofotométrico); demanda bioquímica de oxigênio – DBO (teste DBO 5 dias); demanda química de oxigênio – DQO (refluxo fechado/colorimétrico); ferro total (absorção atômica/chama); fluoretos (colorimétrico); sólidos sedimentáveis (cone Imhoff); sólidos totais (gravimétrico); temperatura (termômetro); turbidez (nefelométrico); pH (potenciométrico); e das microbiológicas, coliformes totais e termotolerantes (Standard Methods, 2012, 22 ed. Section 9221, p.); para a avaliação da eficiência no processo de tratamento realizado pela estação. Todas estas análises foram realizadas pelo laboratório de águas do Instituto de Pesquisas Ambientais e Tecnológicas – IPAT/I. Parque. Os pontos de coleta foram na caixa receptora do afluente (esgoto bruto) e no final do lago de polimento (efluente tratado) como mostra a figura 8.

Figura 8 - Pontos de coleta do afluente e efluente tratado



A - Caixa receptora; B - Lago de polimento.  
Fonte: Do autor, 2013.

### 3.3 SIMULAÇÕES DE DESINFECÇÃO

Para conhecer o intervalo de dosagens de hipoclorito de sódio utilizadas no estudo, foi feita uma pesquisa na literatura dos valores utilizados na desinfecção de efluentes com as características compatíveis ao do presente estudo.

Estabeleceu-se as dosagens de 0; 2; 5; 7; 10 e 12 mg/L de NaClO para iniciar os estudos, adequando-se os valores no decorrer da pesquisa. Tais dosagens foram baseadas nos valores (6 a 13 mg/L) citados e descritos na tabela 2 por Gonçalves (2003) referente à desinfecção de efluentes com tratamento prévio em lodos ativados.

As amostras avaliadas foram coletadas na entrada do lago de polimento diretamente da saída do cano (Figura 9) e levadas ao laboratório de química do SAMAE Sombrio, SC onde foram realizadas simulações de desinfecção com hipoclorito de sódio 12% (BUSCHLE & LEPPER S.A.) em Jarrest Micro controlado MILAN JT-203. Durante a coleta o dosador de cloro foi desligado, pois o objetivo era coletar o efluente tratado sem passar pela etapa de desinfecção.

No laboratório a amostra foi distribuída nos jarros do Jarrest e adicionada às dosagens de hipoclorito de sódio definidas para a simulação. As simulações ocorreram com tempo de contato constante de 60 min, com velocidades de rotação do equipamento de 50 RPM para os primeiros 30 min e 0 RPM para o restante do tempo, procurando-se adequar a prática laboratorial com as condições reais do despejo. A figura 10 mostra as simulações sendo feitas no laboratório.

Figura 9 - Ponto de coleta para simulações de desinfecção



Fonte: Do autor, 2013.

Figura 10 - Simulações com 0, 2, 5, 7, e 10 mg/L de NaClO



Fonte: Do autor, 2013.

Após as simulações foram realizadas análises para os parâmetros cloro livre, coliformes totais e termotolerantes (qualitativa e/ou quantitativa), cor aparente, DQO, ferro total, pH, sólidos sedimentáveis, temperatura e turbidez.

Os valores residuais de cloro livre foram comparados com o modelo de Selleck-Collins (equação 9), que relaciona o residual necessário de cloro para obter a remoção esperada de patógenos. Por meio das variáveis, número inicial de microrganismos ( $N_0$ ); Número final de microrganismos esperados após a desinfecção ( $N$ ) e tempo de contato ( $t$ ), o modelo calcula o residual de cloro ( $Cr$ ) necessário para o decaimento microbiano esperado (GONÇALVES, 2003).

$$\frac{N}{N_0} = [1 + 0,23 \times Cr \times t]^{-3} \quad (9)$$

Neste sentido, utilizaram-se como número inicial de microrganismos os resultantes da caracterização do afluente da ETE sem cloração; número final de microrganismos exigidos pela resolução CONAMA 357/2005 para corpo receptor classe 2 (1000 NMP) e tempo de contato de 60 (sessenta) minutos.

Após inúmeras repetições destas simulações e principalmente das suas respectivas análises, foi definido a dosagem ideal para desinfecção do efluente tratado de modo a atender a legislação vigente.

### 3.3.1 Metodologias das análises

As análises de cloro livre foram realizadas no medidor de cloro DIGIMED DM-CL; as de cor aparente e ferro total foram realizadas no espectrofotômetro HACH DR 5000; as de turbidez realizadas em um turbidímetro HACH 2100Q; as de coliformes totais e termotolerantes (qualitativa) pelo método de análise bacteriológica THIO – BAG (WHIRL – PAK U.S. Patent 2,973,131); as de coliformes totais e termotolerantes (quantitativas) com cartelas de análises microbiológicas (COLIPAPER®). Todas estas análises foram realizadas no laboratório de química do SAMAE de Sombrio, SC. As análises de temperatura foram feitas *in loco* com um termômetro disponibilizado pelo Laboratório de Química da UNESC. As análises de DQO, pH e sólidos sedimentáveis foram feitas neste mesmo laboratório.

### 3.3.1.1 Cloro livre

Para análise de cloro livre, primeiramente realizou-se a leitura do branco com o efluente *in natura*. Após adicionar 10 gotas de solução DPD sulfato (ac. sulfúrico e água deionizada) e 10 gotas de solução tampão (fosfato de sódio dibásico; fosfato de potássio hidrogenado; Água deionizada), realizou-se a leitura do cloro livre. A diferença entre a leitura do branco e a leitura da amostra com os reagentes foi identificada como o residual de cloro livre presente no efluente expresso em mg/L.

### 3.3.1.2 Coliformes totais e termotolerantes

As análises de coliformes totais e termotolerantes foram executadas de duas formas. Na primeira utilizando o método qualitativo, avaliando a presença ou ausência destes patógenos e na segunda analisando a quantidade destes microrganismos nas amostras estudadas (método quantitativo). A metodologia de cada análise é descrita na sequência.

#### 3.3.1.2.1 Método qualitativo

Para análise de coliformes totais e termotolerantes, utilizaram-se os sacos THIO – BAG que contém um volume de 100 mL. Após preencher com o efluente a ser analisado e ter adicionado o reagente colilert, fechou-se adequadamente e levou-se a amostra para a estufa por 24 h a 34 °C. Depois de 24h, analisou-se a tonalidade da amostra. Os resultados foram expressos da seguinte forma: tonalidade amarela alaranjada significa presença de coliforme total e tonalidade verde azulado fluorescente em luz neon significa coliformes termotolerantes.

#### 3.3.1.2.2 Método quantitativo

O método quantitativo utilizando cartelas COLIPAPER® consistiu na imersão da cartela na amostra e encaminhamento para estufa por 24 h a 34 °C. Após 24h, foram analisados as presenças de pontos azuis e vermelhos. Os pontos azuis foram identificados como coliformes termotolerantes, pontos vermelhos e azuis identificados totais e ainda os verdes, salmonela. A quantidade de pontos identificados foi multiplicada por 80 (conforme orientação do fornecedor) e o seu resultado expresso

em unidade formadora de colônias – UFC.

### 3.3.1.3 Cor aparente

Para realizar a leitura da cor aparente, primeiramente se fez a leitura do branco com água deionizada no espectrofotômetro. Após realizar o branco procedeu-se da mesma forma com a amostra a ser analisada. Os resultados foram expressos em mg/L.

### 3.3.1.4 Demanda química de oxigênio – DQO

Para a análise da demanda química de oxigênio – DQO foi necessário à preparação de algumas soluções utilizadas nessa técnica. Tais soluções foram preparadas previamente para então dar início ao ensaio de DQO. As soluções utilizadas, bem como a metodologia de análise de DQO são descritas a seguir.

#### 3.3.1.4.1 Preparação de soluções

Foram preparadas solução de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 0,04167 M ou 0,25 N; solução indicadora de ferroin e solução de sulfato ferroso amoniacal ( $Fe(NH_4)_2(SO_4).6H_2O$ ) 0,25M. A tabela 3 mostra os materiais e reagentes necessários à preparação destas soluções.

- Solução de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) 0,04167 M ou 0,25 N:

1. Pesou-se uma cápsula de porcelana e tarou-se a balança;
2. Pesou-se 13g de ( $K_2Cr_2O_7$ );
3. Levou-se a cápsula com o reagente para estufa a 150 °C por 2h;
4. Posteriormente pesou-se 12,259g do reagente em um vidro relógio;
5. Diluiu-se para 1000 mL com água destilada.

- Solução indicadora de ferroin:

1. Pesou-se 1,485 g de 1-10 fenantrolina monohidratada e 695 mg de sulfato de ferro heptahidratado ( $FeSO_4.7H_2O$ );
2. Dissolveram-se os reagentes em água destilada (100 mL).

Tabela 3 - Materiais e reagentes para soluções utilizadas na análise de DQO

Materiais/Reagentes	Quantidade	Capacidade/Modelo
Balança semi – analítica	01	
Agitador magnético	01	
Becker	04	100 mL
Vidro relógio	04	
Cápsula de porcelana	01	
Grampo de madeira	01	
Erlenmeyer	01	250 mL
Bureta	01	25 mL
Balão Volumétrico	02	1000 mL
Balão Volumétrico	02	100 mL
Balão Volumétrico	01	600 mL
Pipeta	01	10 mL
Conta gota	01	
Dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ )	13 g	
1-10 fenantrolina monohidratada	1,485 g	
Sulfato de ferro heptahidratado ( $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ )	695 mg	
Sulfato ferroso amoniacal ( $Fe(NH_4)_2(SO_4) \cdot 6H_2O$ )	98 g	
Ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ )	50 mL	
Estufa	01	103 - 105 °C

Fonte: Adaptado de Nunes, 2010.

- Solução de sulfato ferroso amoniacal ( $Fe(NH_4)_2(SO_4) \cdot 6H_2O$ ) 0,25M:

1. Pesou-se um vidro relógio e tarou-se a balança;
2. Pesou-se 98g de ( $Fe(NH_4)_2(SO_4) \cdot 6H_2O$ ) 0,25M;
3. Diluiu-se para 600 mL com água deionizada;
4. Adicionou-se 20 mL de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) e resfriou-se;
5. Diluiu-se a solução para 1000 mL com água deionizada.

Após o preparo das soluções, realizou-se a padronização do sulfato ferroso amoniacal (SFA), como segue:

1. Diluiu-se 25 mL da solução de dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ ) em água destilada para 100 mL;
2. Adicionou-se 30 mL de ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) concentrado e resfriou-se;
3. A seguir adicionou-se 3 gotas de indicador ferroin;

4. Titulou-se com solução de Sulfato Ferroso Amoniacoal ( $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4) \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ );
5. Calculou-se a molaridade do SFA por meio da Equação 11.

$$\text{Molaridade do SFA} = \frac{\text{Volume de solução de } \text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7 \text{ 0,04167 (mL)}}{\text{Volume de SFA usado na titulação (mL)}} \times 0,25 \quad (11)$$

OBS: Esta padronização foi feita diariamente a cada ciclo de análises.

#### 3.3.1.4.2 Análise da DQO

Os materiais e reagentes para análise de DQO utilizados estão apresentados na Tabela 4. Para evitar problemas durante a análise, utilizou-se alíquota de amostras de volume de 50 mL, utilizando o seguinte método:

1. Pipetou-se 50 mL de amostra em um balão de fundo chato de 500 mL;
2. Adicionou-se 25 mL de solução de  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  0,25 N;
3. Resfriou-se em banho de gelo para evitar possível perda de materiais voláteis;
4. Adicionaram-se lentamente pelas paredes do balão 75 mL de ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) concentrado, misturando e resfriando;
5. Adicionou-se 4 (quatro) pérolas de vidro;
6. Conectou-se o balão de fundo chato ao condensador;
7. Iniciou-se a circulação de água e aquecimento das mantas;
8. Realizou-se o refluxo por 2 (duas) horas, a partir do momento que começou o borbulhamento da amostra;

Nota: Para melhor andamento das análises, realizou-se um conjunto de refluxo, conforme figura 11, montado na capela com exaustão dos gases por questões de segurança.

9. Após o refluxo, desligou-se a manta, esperou-se um tempo de 10 a 15 min para resfriar (pode-se acelerar o processo com banho de gelo).
10. Desconectou-se o balão do condensador;

Tabela 4 - Materiais e reagentes para análise de DQO

Materiais/Reagentes	Quantidade	Capacidade/Modelo
Manta aquecedora	01	
Agitador magnético sem aquecimento	01	
Condensador	01	
Balão de fundo chato	01	500 mL
Mangueira	02	
Garra para bureta	01	
Garra para balão	02	
Suporte universal	02	
Proveta	01	100 mL
Bureta	01	25 mL
Pipetador	01	
Pipeta graduada	07	5 mL
Pipeta volumétrica	01	50 mL
Pipeta volumétrica	01	25 mL
Solução de Dicromato de potássio ( $K_2Cr_2O_7$ )	1000 mL	
Solução indicadora de ferroin	100 mL	
Solução de Sulfato ferroso amoniacal ( $Fe(NH_4)_2(SO_4).6H_2O$ )	1000 mL	
Ácido Sulfúrico ( $H_2SO_4$ )	2000 mL	

Fonte: Adaptado de Nunes, 2010.

Figura 11 - Conjunto de refluxo nas análises de DQO



Fonte: Do autor, 2013.

11. Adicionou-se 5 mL de indicador ferroin;
12. Titulou-se o excesso de dicromato de potássio  $K_2Cr_2O_7$  com a solução de sulfato ferroso amoniacal  $(Fe(NH_4)_2(SO_4).6H_2O)$ ;
13. Verificou-se o ponto final de titulação por meio da mudança de cor azul esverdeado para marrom avermelhado que persistiu por mais de 1 minuto;

Nota: Realizou-se o mesmo procedimento com a amostra de água deionizada que serviu como branco no cálculo da DQO.

14. Após os procedimentos, calculou-se a DQO por meio da equação 12.

$$DQO \text{ em } mg \text{ de } \frac{O_2}{L} = \frac{(A-B) \times M \times 8000}{\text{Volume da amostra (mL)}} \quad (12)$$

Em que:

A = Volume em mL do SFA usado no branco (água deionizada);

B = Volume em mL do SFA usado na amostra;

M = Molaridade do SFA usado nas titulações;

8000 = peso miliequivalente do oxigênio x 1000 mL/L.

### 3.3.1.5 Ferro Total

As análises de ferro total foram feitas nos mesmos frascos de cor aparente, realizando-se primeiramente o branco com a amostra, e após adição do reagente FerroVer Iron com agitação de 3 min a leitura no espectrofotômetro. O resultado foi expresso em mg/L.

### 3.3.1.6 Potencial Hidrogeniônico – pH

A leitura do pH foi feita diretamente na amostra utilizando um pHmêtro.

### 3.3.1.7 Sólidos sedimentáveis

A análise de sólidos sedimentáveis foi feita utilizando um cone Imhoff de 1000 mL. A amostra foi depositada no cone até a marca de 1000 mL, após ser

vigorosamente agitada para uma melhor homogeneização. Após decantação de 60 minutos, procedeu-se a leitura do volume de material sedimentado. O resultado foi expresso em mililitro por litro (mL/ L).

#### 3.3.1.8 Temperatura

A análise de temperatura foi realizada *in loco* no momento da coleta da amostra, utilizando-se um termômetro para a leitura.

#### 3.3.1.9 Turbidez

A análise de turbidez foi feita utilizando um frasco específico para o turbidímetro. Após a coleta da amostra procedeu-se à leitura no aparelho, tendo sempre o cuidado de eliminar quaisquer interferentes (sujeiras) do recipiente e que poderia mudar os resultados. O resultado foi expresso em UNT.

### 3.4 AFERIÇÃO DA VAZÃO DO DOSADOR DE HIPOCLORITO DE SÓDIO

Para análise das vazões do dosador de hipoclorito de sódio utilizado pela ETE utilizou-se uma proveta de 1000 mL, um cronômetro, o dosador e o reagente hipoclorito de sódio 12 %. O dosador de cloro utilizado pela Estação de Tratamento de Esgoto de Sombrio é um dosador da marca Exatta que pode ser visualizado pela figura 12. Pela imagem verifica-se que ele possui dosagens em percentagens que variam de 0 a 100%, sendo que no trabalho analisou-se as dosagens de 5 em 5 % para determinar a quantidade dosada do reagente em cada uma dessas percentagens.

Com o auxílio da proveta contendo 1000 mL de NaClO 12% e um cronômetro, verificou-se o volume de reagente que o dosador consumiu no período de 5 min para cada percentagem, elaborando-se no final um gráfico Vazão x Percentagem com os valores obtidos.

Figura 12 – Bomba dosadora de cloro utilizado na estação



Fonte: Do autor, 2013.

### 3.5 DOSAGEM IDEAL

A partir dos resultados das análises em laboratório determinou-se aquela que seria a melhor dosagem de hipoclorito de sódio que satisfizesse o objetivo principal de seu uso (a desinfecção). Também foi analisada a vazão de reagente que o equipamento dosava a cada intervalo de tempo, além da vazão média de efluente que passava pela seção onde era dosado o hipoclorito de sódio.

Com os resultados da concentração ideal e a vazão do efluente, achou-se a quantidade de reagente a ser dosado por tempo, sendo o seu resultado igual à vazão a ser utilizada pelo dosador (equação 14).

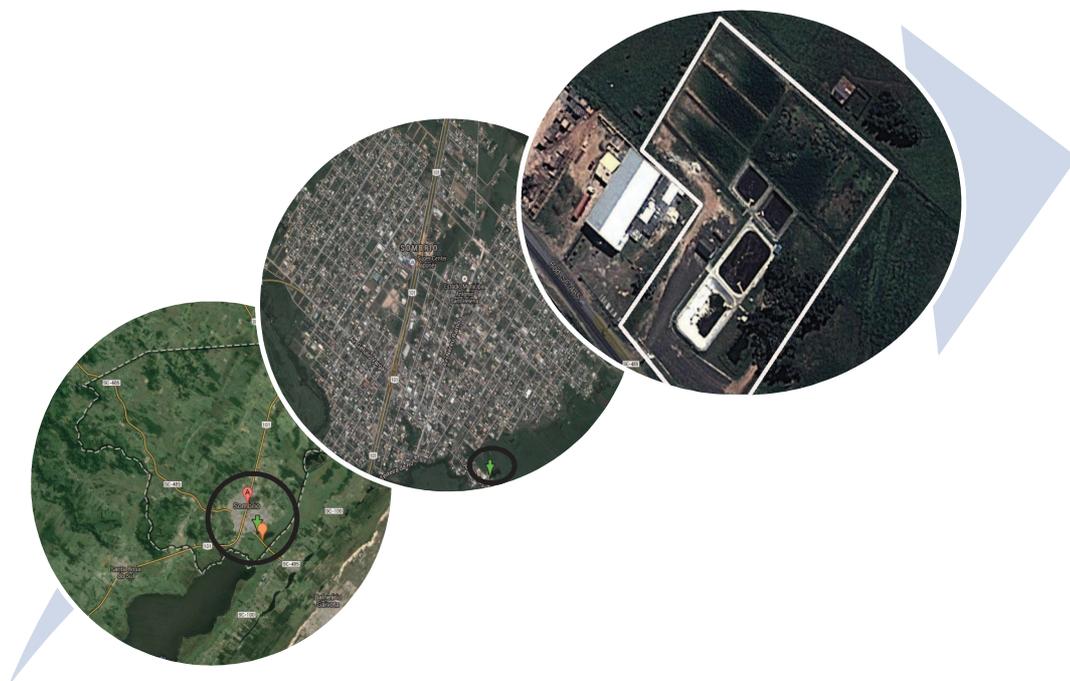
$$Vazão\ efluente\ \left(\frac{L}{h}\right) \times Concentração\ \left(\frac{mg\ NaClO}{L}\right) = Vazão\ Dosador\ \left(\frac{mg\ NaClO}{min}\right) \quad (14)$$

## 4 APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS DADOS

### 4.1 DESCRIÇÕES DA ETE

A ETE estudada se localiza no bairro Rússia, município de Sombrio, SC. A área do empreendimento tem as seguintes coordenadas geográficas: Latitude 29° 07'03.9" (S) e Longitude 49° 37'46,2" (W), sendo sua principal via de acesso à rodovia José Tiscoski (SC 485) que liga o município de Sombrio ao município de Balneário Gaivota (AMANDIO; FERNANDES; LUCCA, 2007). A figura 13 mostra a posição espacial da ETE estudada.

Figura 13 - Localização espacial da ETE estudada



Fonte: Adaptada de Google Earth, 2013.

A estação de tratamento de esgotos – ETE de Sombrio, SC é de responsabilidade do serviço autônomo municipal de água e esgoto – SAMAE. O SAMAE de Sombrio foi criado pela Lei Municipal nº 1.114/97 de 07 de abril de 1997, mas permaneceu no papel até 2007, passando por modificações e sendo alterado

ainda pela lei municipal nº 1.574/06 de 26 de abril de 2006 (MURARA apud NUNES, 2010). Foi em 2007, portanto, que o SAMAE começou de fato suas atividades, após a Companhia de Saneamento de Santa Catarina (CASAN) não conseguir renovar a concessão que detinha a 30 anos, por não atender as necessidades do município de maneira adequada.

O município de Sombrio também se consorciou à agência reguladora intermunicipal de saneamento - ARIS por meio da Lei Municipal nº 1.992, de 20 de março de 2012. A ARIS é uma agência que possui independência administrativa, financeira e orçamentária, cujas atribuições perante seus consorciados são de regulação e fiscalização de todas as atividades do saneamento básico: abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo dos resíduos sólidos, limpeza urbana e drenagem pluvial. Atualmente a ARIS regula e fiscaliza concessionárias estaduais (CASAN e SANEPAR), empresas privadas, autarquias municipais (SAMAE's) e a própria administração direta, quando prestadora dos serviços (ARIS, 2013).

No que se refere ao tratamento de esgotos domésticos do município de Sombrio, SC, nem todas as áreas da cidade possuem rede coletora e tratamento para seus efluentes. Toda a cidade é organizada em setores administrativos, sendo composta por 11 setores, dos quais 3 deles possuem tratamento para seus esgotos domésticos, a citar, o setor 1 – Centro, o setor 6 – Bairro São Luís e o setor 7 – Bairro Parque das Avenidas (AMANDIO; FERNANDES; LUCCA, 2007).

O setor 1 possui 19.534 metros de rede coletora e 281 poços de visita. Os setores 6 e 7 possuem 28.478 metros de rede coletora e 492 poços de visita. Ao longo da rede coletora, encontra-se ainda 19 estações elevatórias (AMANDIO; FERNANDES; LUCCA, 2007).

O processo de tratamento de esgotos da cidade de Sombrio é composto por tratamento primário (peneira estática e caixa de areia), tratamento secundário (biológico por lodo ativado) e terciário (desinfecção e tanque de polimento). A figura 14 descreve os três tipos de tratamento utilizados na ETE e a figura 15 especifica cada etapa do tratamento.

Antes de ir para o tanque de reação, o esgoto doméstico passa pela peneira estática para remover os sólidos grosseiros que podem comprometer os demais equipamentos do processo de tratamento. O sistema ainda conta com um desarenador (caixa de areia) para remover os materiais inorgânicos, mais densos e

inertes que não necessitam de tratamento e podem, portanto, ser removidos antes do tanque de reação.

Figura 14 - Tratamentos utilizados na ETE



Fonte: Do autor, 2013.

Figura 15 - Fluxograma do tratamento



Fonte: Do autor, 2013.

A peneira estática é dimensionada para atender uma vazão média de 306 m<sup>3</sup>/h, tendo 2 m de altura, 4 m de largura, profundidade de 1,6 m e abertura entre as barras de 1,5 m. A caixa de areia foi projetada para atender vazões máximas de 306

m<sup>3</sup>/h, onde a velocidade não pode ser superior a 0,35 m/s, tendo uma altura de 0,34 m e comprimento de 8,6 m.

Após o tratamento primário, inicia-se o tratamento biológico pelo processo de lodos ativados. A ETE estudada utiliza uma variação do lodo ativado conhecida como reatores sequenciais por batelada – RSB. Os reatores utilizados na ETE de Sombrio, SC são 4 (quatro), 2 (dois) menores com volume de 784 m<sup>3</sup> (14mx14mx4m) e 2 (dois) maiores com volume de 1500 m<sup>3</sup> (25mx15mx4m). Os RSBs trabalham em etapas específicas, cada uma com sua função durante o tratamento como discutido no item 2.1.

Os reatores da ETE utilizam 4 (quatro) etapas por ciclo de tratamento, sendo elas o enchimento, aeração, decantação/sedimentação e descarga. As etapas e seus respectivos tempos de funcionamento estão demonstrados no quadro 1.

Quadro 1 - Tempos de cada etapa do RSB na ETE estudada

	Enchimento	Aeração	Sedimentação	Descarga
Tempo (h)	2 – 3	1 – 2	2	2 – 3
Objetivo	Introdução do Substrato	Biodegradação do substrato	Clarificação do efluente tratado	Descarte do efluente tratado
Estado da aeração	Ligada	Ligada	Desligada	Desligada

Fonte: Do autor, 2013.

O lodo gerado nos tanques é removido uma vez ao mês, mantendo sempre uma idade de lodo no tanque de no mínimo 20 dias. O lodo é sugado dos tanques por bombas e enviado para os tanques de mineralização onde ocorrerá a transformação do lodo em terra/solo por meio da ação da vegetação existente nos canteiros (junco). No total existe uma área de 1980 m<sup>2</sup>, dividida em 3 (três) compartimentos (canteiros/tanques de mineralização) que suprem as necessidades de despejo da estação.

Após o despejo do efluente tratado, o efluente passa por um dosador de hipoclorito de sódio para desinfecção e é conduzido a um lago de polimento antes de ser lançado no Rio da Lage (corpo receptor de classe 2). As vazões de saída do tanque são em média 27 m<sup>3</sup>/h. O lago de polimento possui dois chafarizes paralelos entre si na extensão do tanque e criação de peixes, que servem para dar um polimento ao efluente tratado e também como bioindicador para avaliar a toxicidade do mesmo.

O volume do lago de polimento é de 225 m<sup>3</sup>, tendo 15 metros de comprimento, 10 metros de largura e 1,5 metros de profundidade.

#### 4.2 CARACTERIZAÇÕES DOS AFLUENTE E EFLUENTE DA ETE

Os resultados da caracterização dos afluente e efluente da ETE de Sombrio, SC, bem como os parâmetros máximos permitidos pelas legislações pertinentes ao tratamento de esgotos sanitários estão representados pela tabela 5.

A redução de matéria orgânica no processo de tratamento de esgoto da ETE de Sombrio, SC atendeu o parâmetro de 60 mg/L e também superou os 80 % recomendados, tendo uma redução de mais de 90% em termos de DBO e 50 % de DQO.

Os fluoretos, alumínio total e ferro total não sofreram grandes variações a montante e a jusante do tratamento. De fato, sua remoção é na grande maioria das vezes física, quando arrastado pelos flocos formados e depositados no fundo do tanque na forma de lodo, não havendo grandes mudanças nas suas concentrações.

A remoção de nitrogênio amoniacal superou os 50% de eficiência, porém não conseguiu a remoção necessária estipulada pela resolução CONAMA 430/11, que estabelece como valor máximo 20 mg/L. Tal parâmetro não é cobrado pelo Órgão Ambiental responsável pela ETE (FATMA), porém, a melhoria contínua no processo de tratamento se faz necessário para que se tenha um efluente tratado cada vez com mais qualidade para que não afete as características do corpo receptor. O nitrato, ao contrário dos demais parâmetros, aumentou após o tratamento biológico, fato esperado em um tratamento aeróbio, já que a oxidação do nitrogênio amoniacal (nitrificação) tem como produto, primeiramente o nitrito e por fim o nitrato. O nitrato, para que o tratamento possa ser de fato eficiente e completo, deve sofrer o processo de desnitrificação, passando a nitrogênio gasoso. A presença de nitrato residual na saída do efluente tratado pode ser explicada por dois motivos: o primeiro pela falta de uma fase anóxica após a nitrificação (fase de aeração) no processo de tratamento, onde as bactérias aeróbias utilizam o nitrato ao invés do oxigênio (desnitrificação), sendo, portanto, uma etapa onde o aerador deve se manter desligado, apenas com o misturador; o segundo motivo pode ser um excesso de nitratos no próprio lodo ativado, já que o ciclo utilizado não conta com uma fase de descanso do lodo e no enchimento

dos tanques o aerador é ligado, não tendo um momento para que a fase anóxica possa ocorrer durante o tratamento.

Tabela 5 - Caracterização do afluente e efluente da ETE

Parâmetro	Afluente	Efluente	Máx. permitido	Legislação associada
pH (23 C°)	7,4	7,4	6,0 a 9,0	Lei 14.675/09
Amônia (mg/L)	71,9	33,2	*20,0	CONAMA 430/11
Cloreto (mg/L)	75,2	76,5	**250,0	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)
Cor aparente (mg/L)	2150,0	551,0	-	-
DQO (mg/L)	422,0	195,0	-	-
DBO (mg/L)	214,0	20,0	60,0 ou <80%	Lei 14.675/09
Fluoretos (mg/L)	0,4	0,3	10,0	CONAMA 430/11
Nitrogênio Nitrato (mg/L)	0,1	7,2	**10,0	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)
Óleos e graxas (mg/L)	19,0	<1	30 (Óleos vegetais)	Lei 14.675/09
S.Sedimentáveis (mg/L)	10,0	<0,1	1,0	CONAMA 430/11
S. Totais (mg/L)	615,0	503,0	-	-
Turbidez (mg/L)	224,0	33,1	**100,0	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)
Alumínio Total (mg/L)	1,2	0,5	***10,0	CONSEMA RS 128/06
Ferro Total (mg/L)	1,05	0,56	15,0 (dissolvido)	CONAMA 430/11
Coliformes Totais (NMP/100mL)	>1,6x10 <sup>6</sup>	2,0x10 <sup>1</sup>	-	
Col. Termotolerantes (NMP/100mL)	>1,6x10 <sup>6</sup>	2,0x10 <sup>1</sup>	1,0x10 <sup>3</sup>	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)
Col. Termotolerantes (NMP/100mL)	-	****5,4x10 <sup>5</sup>	1,0x10 <sup>3</sup>	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)

\*Parâmetro não exigido pelo órgão ambiental local.

\*\*Parâmetro comparativo com a classe do corpo receptor, não cobrado pelo órgão ambiental.

\*\*\*Parâmetro comparativo, não cobrado pelo órgão ambiental.

\*\*\*\* Efluente não clorado

Fonte: IPAT, 2013.

Para efeitos de comparação com alguma legislação correlata, os valores de nitrato e também de outros parâmetros que não são contemplados na CONAMA

430/11, (sólidos totais, cloretos, nitrato, turbidez e coliformes termotolerantes) foram avaliados de acordo com a CONAMA 357/05, que traz os padrões de qualidade para o Rio da Lage, o corpo hídrico receptor de água doce da ETE, classificado como classe II.

Os valores de nitrato ficaram abaixo do máximo permitido no corpo hídrico (10 mg/L), mas como discutido anteriormente, melhorias no processo de tratamento podem trazer ainda mais qualidade ao efluente tratado. Os cloretos não sofreram grandes alterações em suas concentrações antes e depois do tratamento e mesmo comparando seus valores aos padrões de qualidade do corpo receptor, não causam grandes preocupações, ficando bem abaixo do limite estabelecido de 250 mg/L.

Os parâmetros cor aparente e turbidez tiveram boas taxas de remoção, ultrapassando os valores de 70 e 85% respectivamente. Apesar de não estarem presentes na resolução CONAMA 430/11, a turbidez também foi comparada com o CONAMA 357/05, ficando dentro do limite estabelecido. Óleos e graxas e sólidos sedimentáveis tiveram grandes remoções durante o tratamento, ficando seus valores abaixo do mínimo detectável pelos métodos de análises.

Os coliformes totais e termotolerantes tiveram boa redução de quantidades, a ponto de poder ser classificado como esterilizado de acordo com as definições feitas por Camargo (2004), pois houve quase que uma total eliminação destes patógenos. O simples fato de os valores microbiológicos estarem dentro dos padrões estabelecidos não pode ser visto como satisfatórios. De fato este é o grande objetivo da desinfecção, porém, estudos de formação de subprodutos causados por superdosagens de hipoclorito de sódio são de grande valia para que esta etapa de tratamento não tenha outras consequências como a formação de trihalometanos, subprodutos resultantes da desinfecção, que causam grandes problemas ao meio ambiente e a população.

#### 4.3 ANÁLISES LABORATORIAIS (SIMULAÇÕES)

As simulações laboratoriais e suas respectivas análises, como discutido anteriormente, foram realizadas com as dosagens de hipoclorito de sódio de 0; 2; 5; 7; 10 e 12 mg/L, variando os resultados em cada um dos testes.

As análises de temperatura, pH e DQO não sofreram variações com o aumento das dosagens, porém, é importante ressaltar que por se tratar de um

tratamento por batelada e em diferentes tanques de reação, houve uma variação nas concentrações de uma amostra para outra. A tabela 6, mostra estes parâmetros e seus respectivos desvios padrões para dosagens de 0 mg/L de NaClO em diferentes coletas de efluentes.

Tabela 6 - Resultados das análises para efluente sem cloração

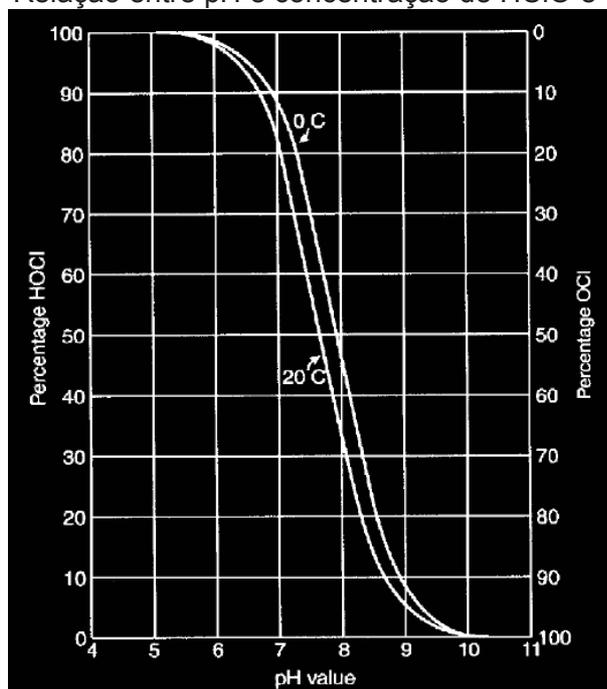
Parâmetros	Efluente ETE (sem cloração)
Temperatura (°C)	23,8 ± 0,8
pH	6,9 ± 0,9
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	132,5 ± 42,2
Sólidos Sedimentáveis (ml/L)	<0,1

Fonte: Do autor, 2013.

As análises de temperatura mostraram resultados constantes com pouca variação entre as coletas, sendo influenciada principalmente pelo tempo e clima da região de estudo.

O potencial hidrogeniônico se manteve entre o estabelecido pela legislação (6 e 9) em todas as coletas, não havendo tendências de aumento ou diminuição com o aumento das dosagens de cloro. Outro fator interessante de se ressaltar sobre o pH, é que seus valores estiveram próximos da neutralidade (pH 7) e indicam que o efluente ao ser clorado, terá um residual livre predominantemente (80%) na forma de ácido hipocloroso (HClO) que é muito mais eficiente do que o íon hipoclorito (OCl<sup>-</sup>) na desinfecção de efluentes. A figura 16 relaciona o pH com as concentrações de HClO e OCl<sup>-</sup> em um efluente a 0 e 20 °C, comprovando tal afirmação.

Os valores de DQO tiveram um desvio padrão alto, porém, sempre abaixo do que foi encontrado nas análises feita em laboratório externo (195 mg O<sub>2</sub>/L). De fato, era esperada essa variação pela própria característica da ETE, tendo processos em batelada, alta variação na composição do esgoto (afluente da ETE), troca de operadores e conseqüente diferenças na forma de tratamento dos mesmos.

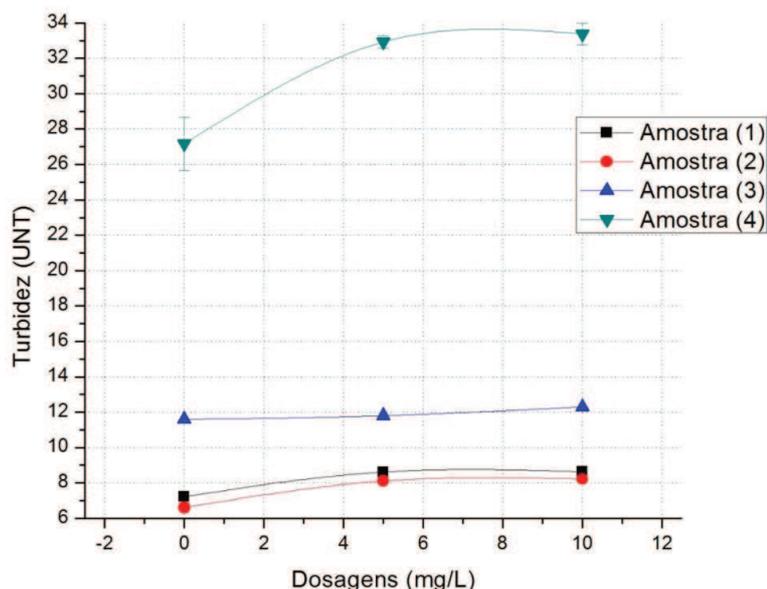
Figura 16 - Relação entre pH e concentração de HClO e OCl<sup>-</sup>

Fonte: Morris (1951 apud PICKARD; CLARKE; BETTIN, 2006)

Os valores de sólidos sedimentáveis mostraram valores abaixo do mínimo detectável pelo cone Imhoff (0,1 ml/L) em todas as coletas. Apesar de não ser detectável pelo instrumento de análise a diminuição destes sólidos com o aumento da dosagem de NaClO, houve uma clara percepção da diminuição de sedimentos no fundo do jarrest após o término das simulações. Tal redução pode ser explicada pela oxidação deste material pelo cloro ativo adicionado, reações que ocorrem antes do principal objetivo (desinfecção) ao se fazer a cloração. A oxidação deste material suspenso sedimentável, pode torná-lo um material suspenso não sedimentável, que interfere diretamente nos valores de turbidez, aumentando seus valores com o aumento das dosagens. Aliado a este fato, a oxidação incompleta de outros materiais orgânicos, podem disponibilizar subprodutos orgânicos que elevam a turbidez da amostra ao se aumentar as dosagens de compostos clorados como citado por Wu et al (2010 apud SILVA; SOUZA, 2011). De fato esta teoria de Wu et al (2010 apud SILVA; SOUZA, 2011), ocorreu nas simulações do presente estudo como mostra a figura 17. Nela, é possível perceber que houve um aumento drástico da turbidez com a amostra 4 na dosagem de 5 mg/L em relação ao efluente não clorado (0 mg/L), e

depois um leve aumento tendendo a estabilização. As demais amostras, seguiram a mesma tendência de aumento da turbidez com o aumento das dosagens.

Figura 17 - Aumento da turbidez nas amostras estudadas



Fonte: Do autor, 2013.

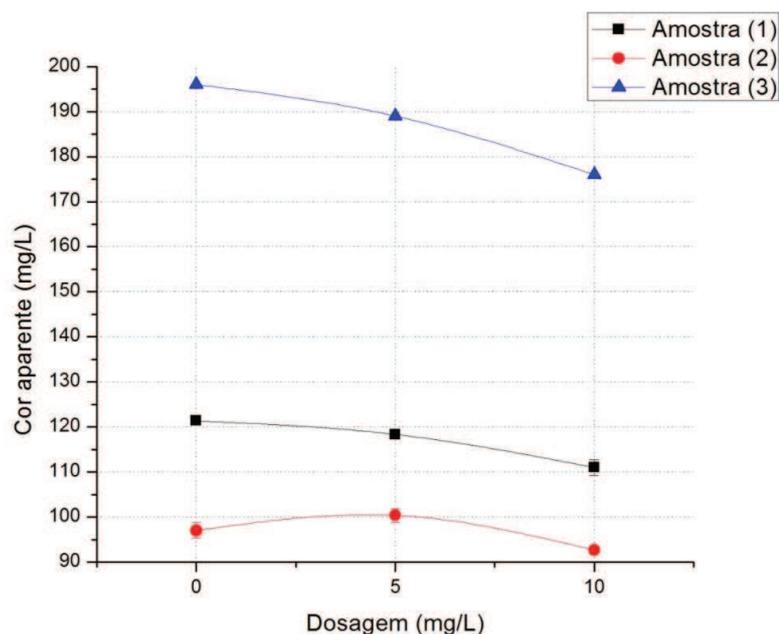
É importante ressaltar também a variação dos valores de turbidez entre amostras. Estes valores variaram desde 10 UNT, passando por valores medianos de 30 UNT, e algumas amostras com valores extremos próximos de 100 UNT, porém, em todas elas, a tendência do aumento com a dosagem de cloro se manteve inalterada. A média de turbidez encontrada no efluente não clorado foi  $26,2 \pm 30,3$  UNT.

Esta ampla variação entre amostras, acaba refletindo nos resultados de outros parâmetros analisados como o do ferro. Os valores de ferro variaram de 0,1 a 0,5 mg/L, sendo que valores menores ( $< 0,2$  mg/L) normalmente ficaram atrelados a uma turbidez baixa ( $< 20$  UNT). As amostras cloradas não sofreram alterações perceptíveis de ferro quando comparadas as não cloradas, ficando sempre dentro do erro do próprio aparelho de análise (espectrofotômetro).

Os valores de cor aparente é outro parâmetro que pode ser comparado com valores de turbidez, sendo que em amostras com turbidez mais altas,

consequentemente se tinha cores mais altas. Isto se deve principalmente pelo fato de a cor aparente levar em conta a turbidez da amostra, já que as amostras não foram filtradas para se ter valores de cor verdadeira. As médias de cor aparente no efluente não clorado foram  $138,11 \pm 51,59$  mg/L. Quando comparado com o aumento da dosagem de cloro todas elas sofreram um decréscimo de seus valores, mostrando que neste caso, ao contrário da turbidez, houve uma oxidação completa da matéria orgânica dissolvida ou em forma coloidal, diminuindo esses valores. Esta tendência é observada no gráfico da figura 18. Neste mesmo gráfico, percebe-se que a amostra 2 teve um aumento da cor com 5 mg/L e uma atenuação logo em seguida com 10 mg/L. Esta oscilação entre as dosagens não afeta a redução dos valores quando comparado os dois extremos (0 e 10 mg/L), podendo este aumento na dosagem de 5 mg/L ser fruto de interferências da turbidez nos valores de cor aparente.

Figura 18 - Influência da cloração nos valores de cor aparente



Fonte: Do autor, 2013.

Os valores de cloro livre, quando adicionados em dosagens inferiores a 5 mg/L tiveram uma leve tendência a serem consumidos com maior intensidade em amostras mais turvas (> 70 UNT). Tais dosagens em amostras com esta turbidez, deixaram um residual livre próximo de 0 mg/L, fato esperado já que uma amostra mais

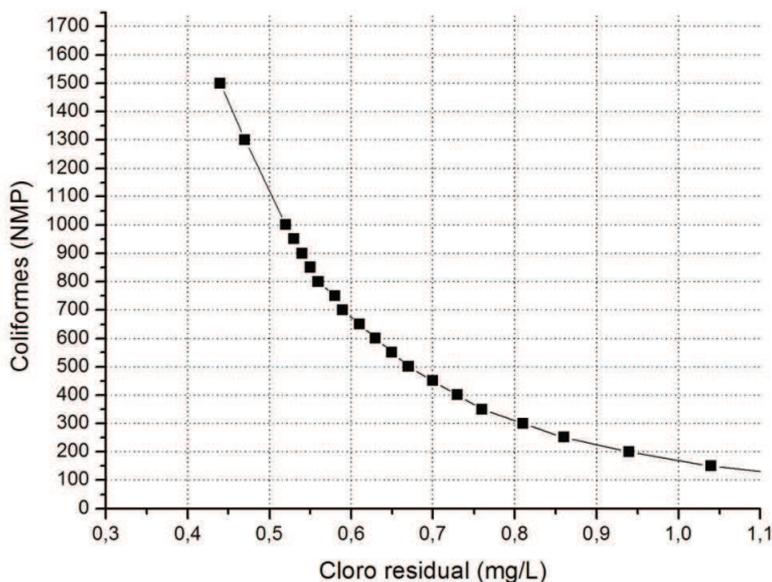
turva utilizaria o cloro ativo para satisfazer a demanda. De maneira emergencial, estas amostras com alta turbidez, deveriam utilizar doses maiores de cloro ativo para além de satisfazer a demanda, garantir a desinfecção, porém, este não deve ser feito de maneira usual, já que outras amostras apresentaram valores de turbidez mais baixos (< 20 UNT), mostrando que a ETE tem possibilidade de tratar o efluente nessas condições e melhorias no processo de tratamento devem ser verificadas. Excesso de lodo no tanque de reação e tempo menor de aeração podem ser motivos para gerar este excesso de turbidez nas amostras, devendo ser estudados os motivos específicos e garantir um efluente com melhor qualidade (turbidez mais baixa).

Os valores de cloro residual livre são de extrema importância para este estudo, pois com ele se garante a desinfecção do efluente. O modelo de Selleck-Collins relaciona o residual necessário ( $C_r$ ) para uma boa desinfecção a partir de outras variáveis. São elas o número inicial de coliformes ( $N_o$ ) no efluente não clorado ( $5,4 \times 10^5$  NMP); número final de coliformes que se deseja após a cloração ( $N$ ) (<1000 NMP de acordo com a resolução CONAMA 357/05) e tempo de contato ( $t$ ) de 60 min. A equação 9 define o modelo de Selleck-Collins, sendo  $C_r$  dado em mg/L;  $N$  e  $N_o$  em NMP; e  $t$  em min (GONÇALVES, 2003).

$$\frac{N}{N_o} = [1 + 0,23 \times C_r \times t]^{-3} \quad (9)$$

Baseado no modelo de Selleck-Collins construiu-se um gráfico (figura 19) que relaciona o cloro residual e o número mais provável – NMP de coliformes termotolerantes no efluente após a cloração. Este decaimento microbiano demonstra que amostras com residual de cloro livre maiores que 0,55 mg/L, apresentam valores de coliformes termotolerantes dentro da legislação vigente. Baseado nessas informações do modelo matemático de Selleck-Collins aplicado ao presente estudo, se espera que a dosagem ideal para desinfecção deva produzir um residual maior que 0,55 mg/L para garantir as especificações da resolução CONAMA 357/05.

Figura 19 - Decaimento microbiano do efluente de acordo com Selleck-Collins



Fonte: Do autor, 2013.

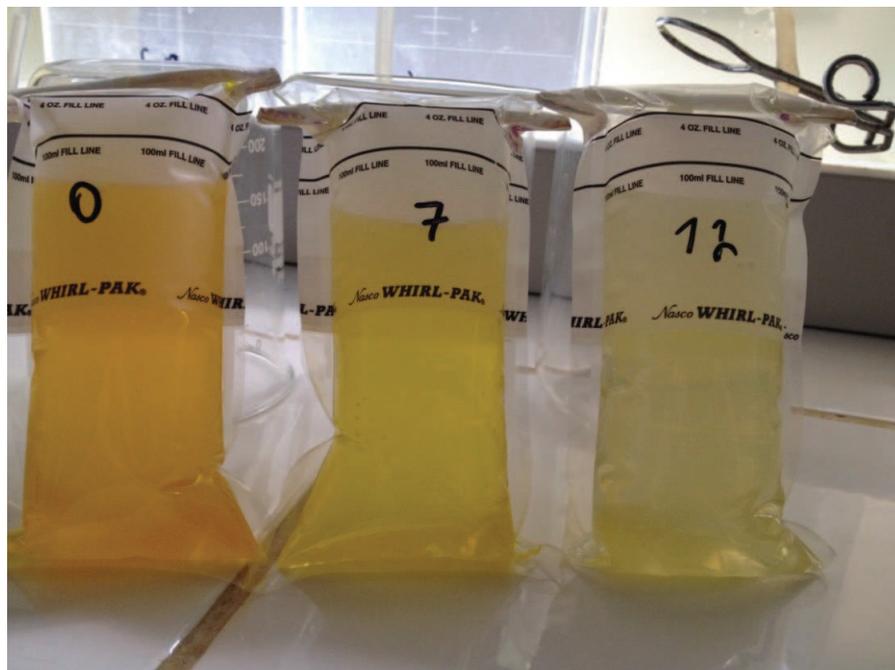
Os testes de coliformes qualitativos mostraram que para dosagens superiores a 12 mg/L, havia ausência tanto de coliformes totais como de termotolerantes, comprovando que dosagens a baixo desta, já seriam suficientes para a desinfecção do efluente. A figura 20 demonstra as colorações amarelo alaranjado nas dosagens de 0 e 7 mg/L, representando presença de coliforme total nestas dosagens.

Os testes de coliformes quantitativos comprovaram a eficiência do modelo de Selleck-Collins em uma das amostras, quando o residual de cloro livre esteve em 0,79 mg/L para a dosagem de 10 mg/L. Com este residual seria esperado um valor teórico de 320 NMP de coliformes termotolerantes segundo o modelo matemático, enquanto que o teste quantitativo obteve-se um resultado de 480 NMP.

Ao utilizar as dosagens de estudo (5, 7, 10 e 12 mg/L) percebeu-se que com 7 mg/L já se teve valores residuais de cloro compatíveis com o esperado para cumprir a legislação vigente. A figura 21 demonstra estes valores residuais de cloro, comparando com a quantidade teórica de coliformes calculada pelo modelo de Selleck-Collins. As dosagens de 7 mg/L apresentaram um número mais provável de coliformes por volta de 500, enquanto que dosagens de 10 e 12 mg/L, apresentaram

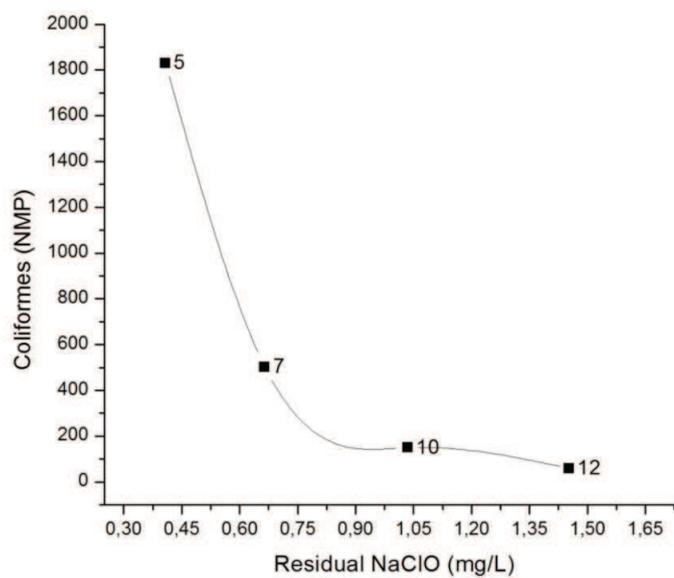
150 e 60 NMP respectivamente.

Figura 20 - Presença e ausência de coliformes totais nas dosagens estudadas



Fonte: Do autor, 2013.

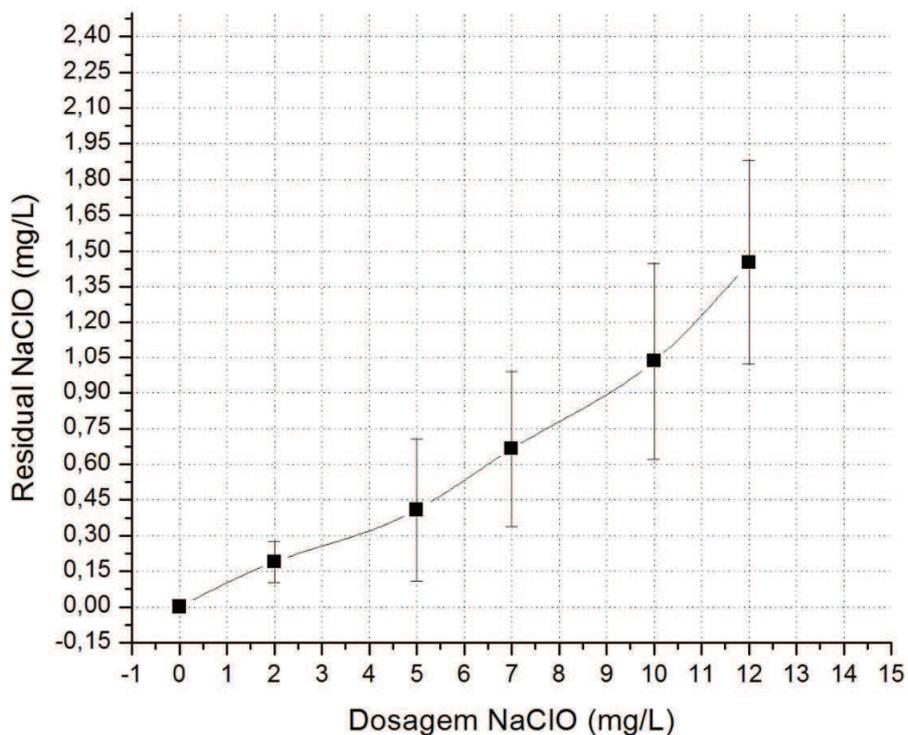
Figura 21 - Cloro residual e NMP de *C. termotolerantes* nas dosagens estudadas



Fonte: Do autor, 2013.

Do ponto de vista prático, a dosagem ideal poderia ser estabelecida como 7 mg/L, já que alcançou valores compatíveis com a legislação, porém, ao levar em consideração o erro amostral, percebeu-se um alto desvio padrão, fazendo com que a dosagem de 7 mg/L, possa satisfazer ou não o residual necessário. Na figura 22 pode-se perceber claramente este comportamento, onde o desvio padrão faz o residual variar de 0,34 (residual insuficiente) a 1,0 (residual suficiente) mg/L. Dentro deste quadro, pode-se perceber que o mais indicado seria utilizar a dosagem de 10 mg/L que satisfaz o residual necessário, levando em consideração o desvio padrão. Os valores residuais com a dosagem de 10 mg/L variam, portanto, de 0,62 a 1,46 mg/L, assumindo valores teóricos de 618 e 57 NMP de coliformes respectivamente, segundo o modelo de Selleck-Collins.

Figura 22 - Residual de cloro livre para as dosagens estudadas

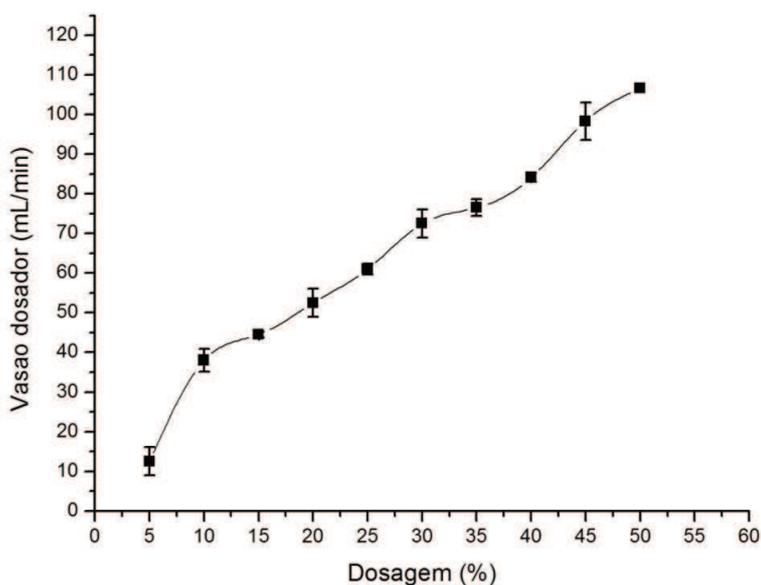


Fonte: Do autor, 2013.

#### 4.4 VAZÕES DO DOSADOR DE HIPOCLORITO DE SÓDIO

A vazão do dosador de hipoclorito de sódio está representada pela figura 23. Nela foi descrita a relação entre as percentagens presentes no painel do dosador (Figura 12) e as respectivas dosagens reais que o equipamento dosa em cada uma.

Figura 23 - Gráfico da vazão do dosador de NaClO



Fonte: Do autor, 2013.

Com os resultados da concentração ideal de NaClO (10 mg/L) para desinfecção e a vazão média dos efluentes dos tanques (27 m<sup>3</sup>/h), se obteve a quantidade de reagente a ser dosado por tempo, sendo o seu resultado igual à vazão a ser utilizada pelo dosador (equação 14).

$$\begin{aligned}
 \text{Vazão efluente} \left( \frac{L}{h} \right) \times \text{Concentração} \left( \frac{mg \text{ NaClO}}{L} \right) &= \text{Vazão Dosador} \left( \frac{mg \text{ NaClO}}{min} \right) \quad (14) \\
 27\,000 \left( \frac{L}{h} \right) \times 10 \left( \frac{mg}{L} \right) &= 4500 \left( \frac{mg \text{ NaClO}}{min} \right) \\
 4500 \left( \frac{mg \text{ NaClO}}{min} \right) &= 4,5 \left( \frac{ml \text{ NaClO}}{min} \right) = 37,5 \left( \frac{ml \text{ NaClO } 12\%}{min} \right)
 \end{aligned}$$

Baseado nos resultados da equação 14 e da figura 23 conseguiu-se identificar a dosagem certa a usar no efluente estudado. O ponteiro do dosador deverá

estar em 10 % para que haja um consumo de NaClO 12% de 37,5 mL/min como descrito pela equação.

É importante ressaltar que a vazão de efluente utilizada para esta constatação foi à vazão teórica de 27 m<sup>3</sup>/h descrita no EAS da ETE (AMANDIO; FERNANDES; LUCCA, 2007), já que a estação não conta com medidores de vazão atualmente. Tal vazão deve ser revista por algum método de medição permanente ou provisório (calha parshall, molinete, entre outros) para que se possa de fato ter a vazão real do efluente a ser desinfetado e comparar com o gráfico elaborado (figura 23).

## 5 CONCLUSÃO

O tratamento de esgotos do SAMAE de Sombrio, SC apresentou uma ótima eficiência no que diz respeito à remoção de DBO e DQO (> 90% e 50% respectivamente), além de outros parâmetros analisados. A tecnologia de reatores sequenciais por batelada – RSB se mostrou eficaz para a cidade de Sombrio e uma nova rede coletora e ETE com o mesmo processo de tratamento está sendo construída para atender o setor 2 (Vila São José) da cidade.

Os valores de nitrato residual presentes ao fim do tratamento mostram que a ETE pode estar tendo deficiências no processo de desnitrificação, fase em que os nitratos e nitritos são convertidos a nitrogênio gasoso, completando o ciclo de tratamento para remoção do nitrogênio. Neste sentido a ETE estudada deve utilizar o aerador desligado na fase de enchimento dos tanques em alguns momentos ou utilizar uma fase de descanso a cada ciclo, para que o lodo possa sofrer o processo de desnitrificação completo e eliminar o excesso deste nitrato residual no lodo e no próprio efluente.

A concentração de fósforo total no afluente e efluente da ETE podem ser analisadas para complemento do estudo, já que aliado aos compostos nitrogenados (amônia, nitrato e nitritos) e carbonatados (matéria orgânica), estes parâmetros têm grande influência na eutrofização de ambientes lênticos, a citar, a lagoa de Sombrio, que é foz do Rio da Lage (corpo receptor do efluente estudado).

No que diz respeito à desinfecção, análises e simulações com diferentes dosagens foram executadas para se chegar às dosagens ideais para o processo. Os resultados mostraram que a dosagem ideal encontrada para esta etapa do tratamento, foi de 10 mg/L de NaClO, compatíveis com os valores da literatura (6 a 13 mg/L) citadas por Gonçalves (2003). Amostras com elevada turbidez (> 70 UNT) mostraram um consumo quase que completo do cloro adicionado, sendo estas amostras, esporádicas, já que a maioria das amostras teve valores de turbidez menores (< 50 UNT). Nestes casos de amostras demasiadamente turvas, deve-se rever o processo para que melhorias ocorram no tratamento, aumentando o tempo de reação ou mesmo retirando o excesso de lodo ativo presente no tanque.

A dosagem ideal encontrada em escala laboratorial foi compatibilizada na prática da ETE, e o valor de 10% (no dosador) foi o suficiente para atender os 10 mg/L de NaClO encontrados nos testes laboratoriais, levando em consideração a vazão do

efluente citada no EAS da ETE de estudo.

A instalação de um medidor de vazão na estação, no entanto, seria de extrema importância para saber a vazão exata a ser desinfetada e até mesmo tratada no processo anterior. Isto garantiria que ocorresse a dosagem ideal do produto ao efluente, não desperdiçando e nem dosando de menos o reagente utilizado.

Análises de formação de subprodutos da desinfecção, como os THMs, é uma proposta para continuação do estudo para avaliar, além da eficiência da desinfecção, a relação com a formação destes produtos indesejáveis, já que os trihalometanos podem ser tão prejudiciais quanto a não desinfecção destes efluentes. Aliado a estas análises de subprodutos, sugere-se ainda ensaios em bancada de teste com técnicas alternativas de desinfecção para se utilizar na ETE estudada as melhores e mais seguras técnicas disponíveis no mercado de saneamento, objetivando a melhoria contínua dos processos de tratamento do SAMAE de Sombrio, SC.

## REFERÊNCIAS

- ABNT. **NBR 9648. Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário.** Rio de Janeiro: [s.n.], 1986. 5 p.
- AGÊNCIA REGULADORA INTERMUNICIPAL DE SANEAMENTO – ARIS. **Relatório de fiscalização do sistema de abastecimento de água do município de Sombrio.** Florianópolis: [s.n.], 2013. 16 p. Disponível em: <[http://www.aris.sc.gov.br/index.php?option=com\\_rubberdoc&view=category&id=195%3Asombrio&Itemid=46](http://www.aris.sc.gov.br/index.php?option=com_rubberdoc&view=category&id=195%3Asombrio&Itemid=46)>. Acesso em: 15 out. 2013.
- ALANIS, J. **Trihalometanos.** Disponível em: <<http://www.engenhariabtos.com.br/ambiental/downloads/termo6/tratamento-agua/Trihalometanos.pdf>>. Acesso em: 01 out. 2013.
- ALMEIDA, C. et al. Tratamento da água: sub-produtos da cloração. In: Congresso da água, 4., 1998, Lisboa. **Boletim do IV Congresso da Água.** Lisboa: ABR, 1998. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/130.pdf>>. Acesso em: 04 set. 2013.
- AMANDIO, E. F.; FERNANDES, T. V.; LUCCA, L. **Estudo Ambiental Simplificado – EAS: Captação/ETE de Sombrio/SC.** Sombrio: Bioconsulty, 2007.
- ARROJO, B. et al. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors. **Water Research**, [S.l.], v. 38, n.14/15, p. 3389-3399. 2004.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: **Diário Oficial da União**, 18 de março de 2005. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf)>. Acesso em: 28 out. 2013.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Brasília: **Diário Oficial da União**, 16 de maio de 2011. Disponível em: <[www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646](http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646)>. Acesso em: 28 out. 2013.
- CAMARGO, J. G. **Aplicação do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados pelo sistema de lodos ativados.** 2004. 79 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, UFSC, Florianópolis, 2004. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/87547/208788.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 11 ago. 2013.

CETESB. **Manual de produtos químicos**: Hipoclorito de Sódio. São Paulo: [s.n.], 2013. Disponível em: <[http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha\\_completa1.asp?consulta=HIPOCLORITO%20DE%20S%EF%BF%BDDIO](http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/ficha_completa1.asp?consulta=HIPOCLORITO%20DE%20S%EF%BF%BDDIO)>. Acesso em: 06 set. 2013.

CHERNICHARO, C. et al. **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios por sistemas de desinfecção**. [S.l.:s.n.], 2004. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-7.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2013.

CYBIS, L. F. A.; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator sequencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**, [S.l.], v.9, n.3, p. 260-264, 2004. ISSN 1413-4152.

DUARTE, P. B. **Microrganismos indicadores de poluição fecal em recursos hídricos**. 2011. 51 f. Monografia (Especialista) - Curso de Microbiologia, UFMG, Belo Horizonte, 2011.

ECKENFELDER Jr., W. W. **Industrial water pollution control**. 3 ed. [S.l.]: McGraw-Hill International, 1989.

FUNASA. **Manual de Saneamento**. 3 ed. Brasília: FUNASA, 2006. 408 p.

GONÇALVES, R. F.; **Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Desinfecção de efluentes sanitários**. São Carlos, SP: RIMA, 2003. 422 p.

KARGI, F.; UYGUR A. Hydraulic residence time effects in biological nutrient removal using five-step sequencing batch reactor. **Enzyme and Microbial Technology**, [S.l.], v.35, n.2/3, p.167-172, 2004.

KARGI, F.; UYGUR A. Nutrient removal performance of a sequencing batch reactor as a function of the sludge age. **Enzyme and Microbial Technology**, [S.l.], v. 31, n.6, p.842-847, 2002.

MACÊDO, J. A. B. **Águas & Águas**. 2. ed. São Paulo: Varela, 2004. 977 p.

MACÊDO, J. A. B. et al. Cloraminas orgânicas: Uma solução para evitar a formação de trihalometanos no processo de desinfecção de águas para abastecimento público. **Revista Higiene Alimentar**, São Paulo, v. 15, n. 90/91, p.93-103, nov. 2001. Disponível em: <<http://www.jorgemacedo.pro.br/artcloramina%20organica%20Hig%20Ali%202001.pdf>>. Acesso em: 04 set. 2013.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, Mar. 1994. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-311X1994000100011&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X1994000100011&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 11 Aug. 2013.

NUNES, L. M. **Avaliação de aplicação do descarte de lodo de E.T.A em E.T.E através de monitoramento de eficiência de remoção de DQO: Estudo de caso SAMAE, Sombrio, SC.** 2010. 83 f. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, 2010.

PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. **Sanare**, Curitiba, v. 20, n. 20, p.6-17, 2003. Disponível em:  
<<http://site.sanepar.com.br/sites/site.sanepar.com.br/files/SanareN20.pdf>>. Acesso em: 11 ago. 2013.

PICKBRENNER, K. **Uso de reator sequencial em batelada (RSB) para pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio.** 2002. 194 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Departamento de Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002. Disponível em:  
<<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000375722&loc=2004&l=10ec2d8555fcd269>>. Acesso em: 22 ago. 2013.

PICKARD, B.; CLARKE, S.; BETTIN, W. Chlorine Disinfection in the Use of Individual Water Purification Devices. **Technical Information Paper**, p.1-18, mar. 2006.

RIBEIRO, J. T. Sub-Produtos da Desinfecção de Efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários. **Boletim Técnico da Faculdade de Tecnologia de São Paulo**, São Paulo, p.21-30, 2006. Semestral. Disponível em:  
<[http://bt.fatecsp.br/bulletins/show\\_article/73](http://bt.fatecsp.br/bulletins/show_article/73)>. Acesso em: 04 set. 2013.

RIO GRANDE DO SUL - RS. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - CONSEMA Resolução nº. 128, de 7 de dezembro de 2006: Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: **Diário Oficial do Estado**, 7 de dezembro de 2006. Disponível em:  
<[www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONSEMA%20n%C2%BA%20128\\_2006%20-%20Fixa%C3%A7%C3%A3o%20de%20Padr%C3%B5es%20de%20Emiss%C3%A3o%20de%20Efluentes%20L%C3%ADquidos.pdf](http://www.sema.rs.gov.br/upload/Resolu%C3%A7%C3%A3o%20CONSEMA%20n%C2%BA%20128_2006%20-%20Fixa%C3%A7%C3%A3o%20de%20Padr%C3%B5es%20de%20Emiss%C3%A3o%20de%20Efluentes%20L%C3%ADquidos.pdf)>. Acesso em: 12 nov. 2013.

SANTA CATARINA – SC. Lei nº 14 675, de 13 de abril de 2009: Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Florianópolis: **Diário Oficial do Estado**, 13 de abril de 2009. Disponível em:  
<[www.cooperalfa.com.br/2010/arquivos/codigo\\_ambiental.pdf](http://www.cooperalfa.com.br/2010/arquivos/codigo_ambiental.pdf)>. Acesso em: 12 nov. 2013.

SANTOS, A. V. **Comportamento do reator seqüencial em batelada (RSB) sob estado estacionário dinâmico utilizando idade do lodo como parâmetro de controle operacional.** 2005. 206 f. Tese (Doutorado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Departamento de Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em:  
<<http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/5108>>. Acesso em: 22 ago. 2013.

SANTOS, A. V.; CYBIS, L. F. A.; GEHLING, G. R. Determinação do tempo necessário para oxidação da matéria orgânica facilmente biodegradável em reator seqüencial em batelada (RSB) com enchimento estático. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, Mar. 2006. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522006000100011&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000100011&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 11 Aug. 2013.

SANTOS, A. V.; CYBIS, L. F. A.; GEHLING, G. R. Dimensionamento do volume do reator seqüencial em batelada (RSB) com enchimento estático. **Eng. Sanit. Ambient. [online]**. [S.l.], v.12, n.4, p. 380-388. 2007. ISSN 1413-4152.

SANTOS, R. C. O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. **Reatores biológicos para tratamento de esgotos**: método racional de dimensionamento. Rio de Janeiro: Coamb, 2011. 100 p. Disponível em:  
<<http://www.coamb.eng.uerj.br/download/coamb-TA-Volume3.pdf>>. Acesso em: 22 ago. 2013.

SANTOS, R. C. O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método racional para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas para remoção de carga orgânica. **Eng. Sanit. Ambient. [Online]**, [S.l.], v.11, n.2, p. 153-161, 2006. ISSN 1413-4152.

SCALIZE, P. S.; SITA, W.; LEITE, W. C. A. Desempenho de uma estação de tratamento de esgoto pelo processo de lodos ativados operando por batelada. **Assemae**, São Paulo, Mai. 2003. Disponível em:  
<[http://www.semasa.sp.gov.br/Documentos/ASSEMAE/Trab\\_114.pdf](http://www.semasa.sp.gov.br/Documentos/ASSEMAE/Trab_114.pdf)>. Acesso em: 11 ago. 2013.

SCHERER, L. H. **A eficiência desinfetante do hipoclorito de sódio em efluentes de pequenas comunidades**. 2004. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Departamento de Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/10183/5075>>. Acesso em: 11 ago. 2013.

SILVA, F. J. A.; SOUZA, R. O. Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbico. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 33, n. 4, p. 407-413, 2011.

SILVA, M. C. **Avaliação da qualidade microbiológica de alimentos com a utilização de metodologias convencionais e do sistema simplate**. 2002. 75 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Usp, Piracicaba, 2002.

SOUZA, J. B; DANIEL, L. A. Comparação entre hipoclorito de sódio e ácido peracético na inativação de E. coli, colifagos e C. perfringens em água com elevada concentração de matéria orgânica. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, jun. 2005. Disponível em:  
<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1413-41522005000200004&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522005000200004&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 11 ago. 2013.

**ANEXO(S)**

ANEXO A - ANÁLISE C. TERMOTOLERANTES (SEM CLORAÇÃO)



Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC  
IPARQUE - Parque Científico e Tecnológico  
Instituto de Alimentos - IALI  
Laboratório de Microbiologia

Endereço: ROD. GOVERNADOR JORGE LACERDA, KM 4,5 - SANGÃO  
Cx Postal 3167, CRICIÚMA - SC, 88805-350  
Fone/Fax: (048) 3444-3727 E-mail: ial@unesc.net  
www.unesc.net/iparque

Credenciado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Pág.: 1 de 1

### RELATÓRIO DE ANÁLISES

Data de Emissão: 21/10/2013      Relatório N°: 81261 / 2013      Via: 3      Amostra N°: 81557      Amostra Cliente N°:

#### DADOS DA AMOSTRA

Cliente: LISANDRO SIMÃO (61067)

Endereço: RUA VALDIR TUON

Cidade: SOMBRIO

Interessado: CLIENTE

Coletor: INTERESSADO.

Descrição: Efluente - Esgoto tratado - lodo ativado

Temp. de Coleta: 22,00 °C

Lote:

Data de Produção:

Data de Coleta: 18/10/2013 09:00

Data de Entrada no Laboratório: 18/10/2013 14:10

Data de Início das Análises: 18/10/2013 14:15

#### RESULTADOS

Análise	Unidade	Resultado	Limite Inferior de Detecção	Máximo Permitido	Metodologia
NMP de coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	5,4 x 10 <sup>5</sup>	Ausente		Standard Methods for the examination of Water and Wastewater 22nd Edition.

**Observação:** Os valores apresentados nas colunas de resultado, limite inferior de detecção e limite máximo permitido estão expressados em notação científica, sendo equivalentes ao seguinte exemplo: 3200 = 3,2 x 10<sup>3</sup>

*Miriam F. Colombo*

Responsável Técnica Miriam Fabiola Colombo  
CRBIO 53.777 - 03 D

#### Ciáusulas de Responsabilidade:

- 1) A identificação do material a ser analisado é responsabilidade do coletor.
- 2) Os resultados obtidos somente se referem ao material submetido às análises.
- 3) O laboratório não se torna responsável, em nenhum caso, de interpretação ou uso indevido que se possa fazer dos resultados, cuja reprodução parcial, sem autorização expressa, está totalmente proibida ou pelo uso que o solicitante, outra pessoa ou entidade venha a dar aos dados ou indicações contidas no certificado, em prejuízo ou benefício de marcas comerciais que o cliente tenha podido citar como identificação das amostras submetidas ao estudo.

Nro Orçamento: 4075

ANEXO B - ANÁLISE C. TOTAIS E TERMOTOLERANTES (AFLUENTE ETE)



Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC  
IPARQUE - Parque Científico e Tecnológico  
Instituto de Alimentos - IALI  
Laboratório de Microbiologia

Endereço: ROD. GOVERNADOR JORGE LACERDA, KM 4,5 - SANGÃO  
Cx Postal 3167, CRICIÚMA - SC, 88805-350  
Fone/Fax: (048) 3444-3727 E-mail: ial@unesc.net  
www.unesc.net/iparque

Credenciado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Pág.: 1 de 1

### RELATÓRIO DE ANÁLISES

Data de Emissão: 10/09/2013

Relatório N°: 79500 / 2013

Via: 3

Amostra N°: 79771

Amostra Cliente N°:

#### DADOS DA AMOSTRA

Cliente: SAMAE - SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUAS E ESGOTOS- SOMBRIO (56652)

Endereço: Rua Manoel Teixeira da Rosa, 591

Cidade: SOMBRIO

Interessado: LISANDRO SIMÃO

Coletor: INTERESSADO.

Descrição: Efluente - Efluente Bruto

Temp. Amostra: 13,9 °C

Lote: Caixa Receptora

Data de Produção:

Data de Coleta: 21/08/2013 11:00

Data de Entrada no Laboratório: 21/08/2013 14:30

Data de Início das Análises: 21/08/2013 14:34

#### RESULTADOS

Análise	Unidade	Resultado	Limite Inferior de Detecção	Máximo Permitido	Metodologia
NMP de coliformes totais	NMP/100 mL	$> 1,6 \times 10^6$	Ausente		STANDARD METHODS, 2012, 22 ed. Section 9221, p.9-65-9-76.
NMP de coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	$> 1,6 \times 10^6$	Ausente		STANDARD METHODS, 2012, 22 ed. Section 9221, p.9-65-9-76.

**Observação:** Os valores apresentados nas colunas de resultado, limite inferior de detecção e limite máximo permitido estão expressados em notação científica, sendo equivalentes ao seguinte exemplo: 3200 =  $3,2 \times 10^3$

*Miriam F. Colombo*

Responsável Técnica Miriam Fabiola Colombo  
CRBIO 53.777 - 03 D

#### Cláusulas de Responsabilidade:

- 1) A identificação do material a ser analisado é responsabilidade do coletor.
- 2) Os resultados obtidos somente se referem ao material submetido às análises.
- 3) O laboratório não se torna responsável, em nenhum caso, de interpretação ou uso indevido que se possa fazer dos resultados, cuja reprodução parcial, sem autorização expressa, está totalmente proibida ou pelo uso que o solicitante, outra pessoa ou entidade venha a dar aos dados ou indicações contidas no certificado, em prejuízo ou benefício de marcas comerciais que o cliente tenha podido citar como identificação das amostras submetidas ao estudo.

Nro Orçamento:

ANEXO C - ANÁLISE C. TOTAIS E TERMOTOLERANTES (EFLUENTE ETE)



Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC  
IPARQUE - Parque Científico e Tecnológico  
Instituto de Alimentos - IALI  
Laboratório de Microbiologia

Endereço: ROD. GOVERNADOR JORGE LACERDA, KM 4,5 - SANGÃO  
Cx Postal 3167, CRICIÚMA - SC, 88805-350  
Fone/Fax: (048) 3444-3727 E-mail: ial@unesc.net  
www.unesc.net/iparque

Credenciado ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

Pág.: 1 de 1

### RELATÓRIO DE ANÁLISES

Data de Emissão: 10/09/2013

Relatório N°: 79501 / 2013

Via: 3

Amostra N°: 79772

Amostra Cliente N°:

#### DADOS DA AMOSTRA

Cliente: SAMAE - SERVIÇO AUTÔNOMO MUNICIPAL DE ÁGUAS E ESGOTOS- SOMBRIO (56652)

Endereço: Rua Manoel Teixeira da Rosa, 591

Cidade: SOMBRIO

Interessado: LISANDRO SIMÃO

Coletor: INTERESSADO.

Descrição: Efluente - Efluente Tratado

Temp. Amostra: 13,9 °C

Lote: Saída para o rio

Data de Produção:

Data de Coleta: 21/08/2013 11:00

Data de Entrada no Laboratório: 21/08/2013 14:30

Data de Início das Análises: 21/08/2013 14:38

#### RESULTADOS

Análise	Unidade	Resultado	Limite Inferior de Detecção	Máximo Permitido	Metodologia
NMP de coliformes totais	NMP/100 mL	2,0 x 10 <sup>1</sup>	Ausente		STANDARD METHODS, 2012, 22 ed. Section 9221, p.9-65-9-76.
NMP de coliformes termotolerantes	NMP/100 mL	2,0 x 10 <sup>1</sup>	Ausente		STANDARD METHODS, 2012, 22 ed. Section 9221, p.9-65-9-76.

**Observação:** Os valores apresentados nas colunas de resultado, limite inferior de detecção e limite máximo permitido estão expressados em notação científica, sendo equivalentes ao seguinte exemplo: 3200 = 3,2 x 10<sup>3</sup>

Miriam F. Colombo

Responsável Técnica Miriam Fabiola Colombo  
CRBIO 53.777 - 03 D

#### Cláusulas de Responsabilidade:

- 1) A identificação do material a ser analisado é responsabilidade do coletor.
- 2) Os resultados obtidos somente se referem ao material submetido às análises.
- 3) O laboratório não se torna responsável, em nenhum caso, de interpretação ou uso indevido que se possa fazer dos resultados, cuja reprodução parcial, sem autorização expressa, está totalmente proibida ou pelo uso que o solicitante, outra pessoa ou entidade venha a dar aos dados ou indicações contidas no certificado, em prejuízo ou benefício de marcas comerciais que o cliente tenha podido citar como identificação das amostras submetidas ao estudo.

Nro Orçamento:

## ANEXO D - CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE DA ETE

**RELATÓRIO DE ENSAIO Nº: 1897/2013**

**Resultados das Análises Solicitadas**

<b>Parâmetro</b>	<b>Resultado</b>	<b>Valor Máximo Permitido <sup>(1)</sup></b>	<b>Mínimo Detectável</b>	<b>Método de Análise</b>
pH (23,0°C)	7,4	6,0 a 9,0	0,1	Potenciométrico
Amônia (mg.L <sup>-1</sup> )	71,9	(Obs:2)	0,1	Titulométrico
Cloretos (mg.L <sup>-1</sup> )	75,2	(Obs:2)	0,4	Cromatografia Iônica
Cor aparente (mg.L <sup>-1</sup> )	2.150,0	(Obs:2)	1	Espectrofotométrico
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	422	(Obs:2)	20	Refluxo fechado/colorimétrico
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	214	60 <sub>(3)</sub>	1	Teste DBO por 5 dias
Fluoretos (mg.L <sup>-1</sup> )	0,4	10 <sub>(5)</sub>	0,1	Cromatografia Iônica
Nitrogênio Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	0,1	(Obs:2)	0,1	Cromatografia Iônica
Óleos e Graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	19	30 (Óleos Vegetais)	1	Extr. Soxhlet/Part. Gravimétrico
Sólidos Sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )	10,0	1,0 <sub>(5)</sub>	0,1	Cone de Imhoff
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	615	(Obs:2)	10	Gravimétrico
Turbidez (mg.L <sup>-1</sup> )	224,0	(Obs:2)	0,1	Nefelométrico
Alumínio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	1,2	(Obs: 2)	0,1	Espec. Abs. Atômica/Chama
Ferro Total (mg.L <sup>-1</sup> )	1,05	15,00 (Dissolvido) <sub>(5)</sub>	0,02	Espec. Abs. Atômica/Chama

**Obs:** ( 1 ) = Valores máximos permitidos segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina – Lei Nº 14.675, de 13 de abril de 2009 – Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos.

( 2 ) = Parâmetro não contemplado para este código

( 3 ) = Para o parâmetro de DBO este limite somente pode ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento).

( 5 ) = Valores Máximos permitidos de acordo com a Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011 – Artº 16º - Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes.

\*\*\*\*\*

Criciúma, 02 de setembro de 2013.

M<sup>a</sup> Glória S. Santos – MSc  
CRQ XIII - 13300056  
Responsável Técnico

**Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.**

## ANEXO E - CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE DA ETE

**RELATÓRIO DE ENSAIO Nº: 1896/2013**

**Resultados das Análises Solicitadas**

<b>Parâmetro</b>	<b>Resultado</b>	<b>Valor Máximo Permitido <sup>(1)</sup></b>	<b>Mínimo Detectável</b>	<b>Método de Análise</b>
pH (23,0°C)	7,4	6,0 a 9,0	0,1	Potenciométrico
Amônia (mg.L <sup>-1</sup> )	33,2	(Obs:2)	0,1	Titulométrico
Cloretos (mg.L <sup>-1</sup> )	76,5	(Obs:2)	0,4	Cromatografia Iônica
Cor aparente (mg.L <sup>-1</sup> )	551	(Obs:2)	1	Espectrofotométrico
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	195	(Obs:2)	20	Refluxo fechado/colorimétrico
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	20	60 <sup>(3)</sup>	1	Teste DBO por 5 dias
Fluoretos (mg.L <sup>-1</sup> )	0,3	10 <sup>(5)</sup>	0,1	Cromatografia Iônica
Nitrogênio Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	7,2	(Obs:2)	0,1	Cromatografia Iônica
Óleos e Graxas (mg.L <sup>-1</sup> )	< 1	30 (Óleos Vegetais)	1	Extr. Soxhlet/Part. Gravimétrico
Sólidos Sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )	< 0,1	1,0 <sup>(5)</sup>	0,1	Cone de Imhoff
Sólidos Totais (mg.L <sup>-1</sup> )	503	(Obs:2)	10	Gravimétrico
Turbidez (mg.L <sup>-1</sup> )	33,1	(Obs:2)	0,1	Nefelométrico
Alumínio Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,5	(Obs: 2)	0,1	Espec. Abs. Atômica/Chama
Ferro Total (mg.L <sup>-1</sup> )	0,56	15,00 (Dissolvido) <sup>(5)</sup>	0,02	Espec. Abs. Atômica/Chama

**Obs:** ( 1 ) = Valores máximos permitidos segundo o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina – Lei Nº 14.675, de 13 de abril de 2009 – Padrões Ambientais dos Recursos Hídricos.

( 2 ) = Parâmetro não contemplado para este código

( 3 ) = Para o parâmetro de DBO este limite somente pode ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento biológico de água residuária que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias, 20°C do despejo em no mínimo 80% (oitenta por cento).

( 5 ) = Valores Máximos permitidos de acordo com a Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011 – Artº 16º - Condições e Padrões de Lançamento de Efluentes.

\*\*\*\*\*

Criciúma, 02 de setembro de 2013.

M<sup>a</sup> Glória S. Santos – MSc  
CRQ XIII - 13300056  
Responsável Técnico

**Os resultados apresentados no presente relatório se aplicam somente à amostra ensaiada.**