

# Avaliação da Eficiência do Uso de NaClO na Desinfecção de Efluentes

## Evaluation of the Efficiency of NaClO Use in Disinfection Wastewater

Lisandro Simão

Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Crisciúma, SC

*lisandrosimao@gmail.com*

Marta Valéria de Souza Hoffmann

Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Crisciúma, SC

*msh@unesc.net*

**Resumo:** Uma das etapas mais importantes no tratamento de efluentes é a desinfecção, e a dosagem ideal do desinfetante é de fundamental importância para a eficiência do processo. O efluente avaliado foi previamente tratado em reatores sequenciais por batelada. A caracterização do afluente e efluente da estação de tratamento de esgotos domésticos foi a primeira etapa do estudo. Foram realizadas simulações em bancada de teste para definir a dosagem ideal de NaClO para desinfecção. Análises físico-químicas e microbiológicas das amostras deram os direcionamentos necessários para conclusão do estudo. Os resultados das análises mostraram que o cloro residual livre necessário para uma boa desinfecção do efluente estudado é de  $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ , segundo o modelo matemático de Selleck-Collins. Dosagens de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  de NaClO foram as mais adequadas para alcançar este residual e os testes microbiológicos se mostraram compatíveis com o modelo teórico.

**Palavras-chave:** desinfecção; hipoclorito de Sódio; tratamento de esgotos.

**Abstract:** One of the most important steps in wastewater treatment is disinfection and the optimal dosing of disinfectant is critical to the efficiency of the process. The evaluated effluent was previously treated by sequential batch reactors. The character-

Recebido em 15/07/2014 - Aceito em 15/09/2014.

---

RECEN 16(2) p. 269-284 jul/dez 2014 DOI: 10.5935/RECEN.2014.02.06

---

rization of both the tributary and the effluent of the sewage treatment station was the first objective of the study. We simulated batch tests for determining the optimal dosage of NaClO for disinfection. Physicochemical and microbiological analyzes of the simulations provided the necessary directions for completion of the study. The results of the analysis showed that the free residual chlorine required for proper disinfection of the focused effluent is  $0.6 \text{ mg.L}^{-1}$ , according to the Selleck-Collins mathematical model. Dosages of  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  of NaClO were the most suitable to achieve this residual and the microbiological tests proved to be consistent with the theoretical model.

**Key words:** disinfection; sewage treatment; sodium Hypochlorite.

## 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 [1]. Uma das principais causas de mortalidade em países da América Latina e Caribe é justamente em razão dessa inadequada disposição de águas residuárias [2]. 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 [3].

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” [4].

No que diz respeito ao tratamento de esgotos domésticos, uma das etapas mais importantes e imprescindíveis é a desinfecção do efluente após o tratamento, para que se possa ter um controle de doenças causadas pela alta concentração de patógenos [5].

A desinfecção consiste em um processo de inativação dos microrganismos patogênicos como bactérias, protozoários e vírus por meio do emprego de um agente físico,

químico ou biológico [1].

Vários são os métodos de desinfecção em uso, a citar: monocloramina inorgânica, ozônio, dióxido de cloro, ácido peracético, radiação ultravioleta e microfiltração [6]. Macêdo [7] 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).

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 [1]. 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 e eficiência compatível com o gás cloro [2]. Entretanto, a desvantagem é a formação de subprodutos indesejáveis como os trihalometanos - THMs que são carcinogênicos e questionados desde 1974 [1].

Para evitar a formação destes subprodutos, faz-se necessário um bom tratamento prévio para diminuir a concentração de 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.

A cinética de desinfecção depende, ainda, de uma série de fatores que podem acelerar ou mesmo retardar a reatividade do desinfetante. Tempo de contato, pH e número de patógenos são alguns destes fatores que influenciam no processo de desinfecção. Tempo de contato entre o desinfetante e o efluente é um fator extremamente importante, sendo o aumento deste tempo diretamente proporcional à capacidade de destruição dos microrganismos. O aumento do pH diminui a reatividade do cloro, enquanto que a elevação da temperatura aumenta a velocidade de reação [6]. O número de microrganismos presente no efluente 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 [1].

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, propõe-se simulação de testes em bancada com variadas quantidades de hipoclorito de sódio para definição da melhor dosagem do reagente na desinfecção do efluente estudado.

## 2 Metodologia

O efluente estudado foi previamente tratado na estação de tratamento de esgotos - ETE do SAMAE de Sombrio, SC, pelo sistema de tratamento reatores sequenciais por batelada - RSB.

O tratamento de esgoto da ETE é composto por tratamento primário (peneira estática e caixa de areia), tratamento secundário (biológico por lodo ativado) e terciário (desinfecção e tanque de polimento). Na figura 1, estão especificadas as etapas do tratamento realizado.

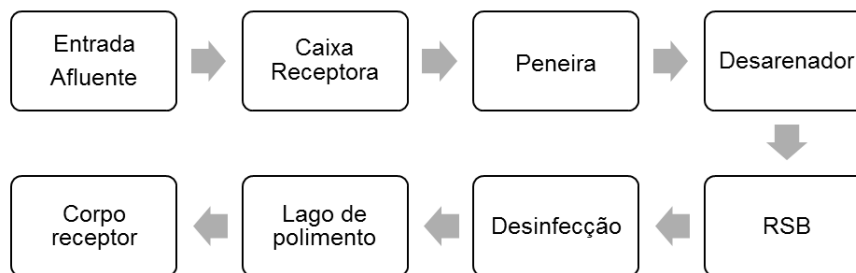


Figura 1. Fluxograma do tratamento de esgoto de Sombrio - SC.

Os RSB da ETE utilizam quatro etapas por ciclo de tratamento: enchimento (2 a 3h), aeração (1 a 2h), decantação/sedimentação (2h) e descarga (2 a 3h).

A desinfecção é realizada com hipoclorito de sódio 12% (BUSCHLE & LEPPER S.A.) e a câmara de contato é na verdade um lago de polimento, onde o efluente fica em média 60 min antes de ser lançado no corpo receptor (Rio da Lage, água doce – Classe II).

## 2.1 Caracterizações do afluente e efluente da ETE

A caracterização do afluente e efluente da ETE, por análises físico-químicas de demanda bioquímica de oxigênio – DBO (teste DBO 5 dias); demanda química de oxigênio – DQO (refluxo fechado/colorimétrico); pH (potenciométrico); microbiológicas, coliformes totais e termotolerantes (*Standard Methods*), dentre outras [8], foram feitas pelo laboratório de águas do Instituto de Pesquisas Ambientais 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).

## 2.2 Simulações de desinfecção

Estabeleceram-se as dosagens de 0; 2; 5; 7; 10 e 12 mg.L<sup>-1</sup> de NaClO (0; 1,9; 4,8; 6,7; 9,53 e 11,4 mg.L<sup>-1</sup> de cloro ativo respectivamente) para iniciar os estudos, adequando-se os valores no decorrer da pesquisa. Tais dosagens foram baseadas nos valores (6 a 13 mg.L<sup>-1</sup>), citados e descritos por Gonçalves [9] referente à desinfecção de efluentes com tratamento prévio em lodos ativados.

As amostras avaliadas (20 amostras) foram coletadas na entrada do lago de polimento à montante do processo de desinfecção e levadas ao laboratório de química do SAMAE Sombrio, SC, e foram feitas 20 simulações de desinfecção com hipoclorito de sódio 12% (BUSCHLE & LEPPER S.A.) em Jarrest Micro controlado (JT-203, Milan).

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 sem mistura para o restante do tempo, procurando-se adequar a prática laboratorial com as condições reais do despejo, já que na ETE não existe uma câmara de contato que justifique uma agitação maior. Outros tempos de contato não foram avaliados, pois

tratava-se de um estudo de caso para avaliar a dosagem ideal do desinfetante, e o tempo escolhido era de fato a realidade da ETE.

Após as simulações, foram feitas análises de cloro livre (DIGIMED DM-CL); cor aparente e ferro (Espectrofotômetro HACH DR 5000); turbidez (turbidímetro HACH 2100Q); coliformes totais e termotolerantes qualitativa (THIO/BAG – WHIRL/PAK U.S. Patent 2,973,131) e quantitativa (COLIPAPER®). Todas estas análises foram feitas no laboratório de química do SAMAE de Sombrio, SC. Foram ainda feitas análises de temperatura *in loco* (termômetro) e análises de DQO, pH e sólidos sedimentáveis no laboratório de Química da UNESC [8].

Os valores residuais de cloro livre foram comparados com o modelo de Selleck-Collins (Equação 1) [9], que relaciona o residual necessário de cloro para obter a inativação esperada de patógenos ou microrganismos indicadores. Por meio das variáveis, número inicial de microrganismos ( $N_0$  em NMP/100mL); Número final de microrganismos esperados após a desinfecção ( $N$  em NMP/100mL) e tempo de contato ( $t$  em min), o modelo permite estimar o residual de cloro ( $Cr$  em  $mg.L^{-1}$ ) necessário para o decaimento microbiano esperado.

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

Neste sentido, utilizaram-se como número inicial de microrganismos os resultados da caracterização do efluente da ETE sem cloração (entrada do lago de polimento); número final de microrganismos exigidos pela resolução CONAMA 357/2005 [10] para corpo receptor classe 2 (1000 NMP/100 mL) e tempo de contato de 60 (sessenta) minutos.

Após as simulações, e principalmente suas respectivas análises, foi definida a dosagem ideal para desinfecção do efluente tratado de modo a atender a legislação vigente.

As análises estatísticas (médias e desvios padrão) dos dados obtidos foram feitas com o auxílio do *software* Microsoft Excel 2013.

Análises de subprodutos organoclorados não foram estudadas no presente trabalho, sendo o próximo passo da pesquisa pelos seus riscos reais de formação no efluente tratado [3].

### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Caracterizações dos afluentes e efluentes da ETE

Os resultados da caracterização estão apresentados na tabela 1. A remoção de matéria orgânica no processo de tratamento de esgoto da ETE de Sombrio, SC atendeu o padrão de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  e também superou os 80% recomendados pela lei 14.675/09 [11], tendo uma redução maior que 90% em termos de DBO e 50% de DQO. Esta redução é importantíssima para a desinfecção já que compostos orgânicos em suspensão 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 [1].

Tabela 1. Caracterização do afluente e efluente da ETE.

Variável	Afluente	Efluente	Máx. permitido	Legislação associada
pH (23° C)	7,4	7,4	6,0 a 9,0	Lei 14.675/09
DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	422,0	195,0	-	-
DBO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	214,0	20,0	60,0 ou <80%	Lei 14.675/09
Coliformes Totais (NMP/100mL)	$>1,6 \times 10^6$	$2,0 \times 10^1$	-	
Col. Termotolerantes (NMP/100mL)	$>1,6 \times 10^6$	$2,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^3$	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)
Col. Termotolerantes (NMP/100mL)	-	$*5,4 \times 10^5$	$1,0 \times 10^3$	CONAMA 357/05 (Água doce, classe II)

\* Efluente não clorado.

Tendo em vista que os valores de coliformes totais e coliformes termotolerantes não são contemplados na Resolução CONAMA 430/11 [12], para efeito de comparação com alguma legislação correlata, utilizou-se a Resolução CONAMA 357/05 [10]. Nela são abordados os padrões de qualidade para o rio da Lage, corpo hídrico de água doce receptor da ETE, classificado como classe II.

Os coliformes totais e termotolerantes tiveram boa redução de quantidades 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, a probabilidade

de formação de subprodutos causados por superdosagens de hipoclorito e principalmente os altos custos econômicos com consumo de reagentes, fazem com que estudos para definir a dosagem ideal justifiquem o presente trabalho.

### 3.2 Análises laboratoriais (simulações)

A temperatura, pH e DQO não variaram com o aumento das dosagens de NaClO, 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. Na tabela 2, estão apresentados os resultados e seus respectivos desvios padrões para efluente do RSB sem cloração em diferentes coletas de efluentes.

A temperatura variou pouco entre as coletas, sendo influenciada principalmente pelo clima da região de estudo. O pH 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), indicando 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-) na desinfecção de efluentes [13].

*Tabela 2. Resultados das análises para efluente sem cloração (20 amostras).*

Variável	Efluente ETE (0 mg.L <sup>-1</sup> de NaClO)
Temperatura (°C)	23,8 ± 0,8
pH	6,9 ± 0,9
DQO (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	132,5 ± 42,2
Sólidos Sedimentáveis (mL.L <sup>-1</sup> )	<0,1

Os valores de DQO tiveram um desvio padrão alto, porém, sempre abaixo do que foi encontrado nas análises feitas em laboratório externo (195 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). 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.



Os valores de sólidos sedimentáveis mostraram valores abaixo do mínimo detectável pelo cone Imhoff ( $0,1 \text{ mL.L}^{-1}$ ) em todas as coletas. Apesar de não ser detectável pelo instrumento de análise a diminuição destes sólidos com o aumento da dosagem de  $\text{NaClO}$ , 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 incompleta de outros materiais orgânicos, pode disponibilizar subprodutos orgânicos que elevam a turbidez da amostra ao se aumentar as dosagens de compostos clorados como citado por Wu et al (2010) [14]. De fato esta teoria, de Wu et al (2010) [14], ocorreu nas simulações do presente estudo como mostra a figura 2. Nela, é possível perceber que houve um aumento significativo da turbidez com a amostra 4 na dosagem de  $5 \text{ mg.L}^{-1}$  em relação ao efluente não clorado ( $0 \text{ mg.L}^{-1}$ ), e depois um leve aumento tendendo a estabilização. As demais amostras, seguiram a mesma tendência de aumento da turbidez com o aumento das dosagens de  $\text{NaClO}$ .

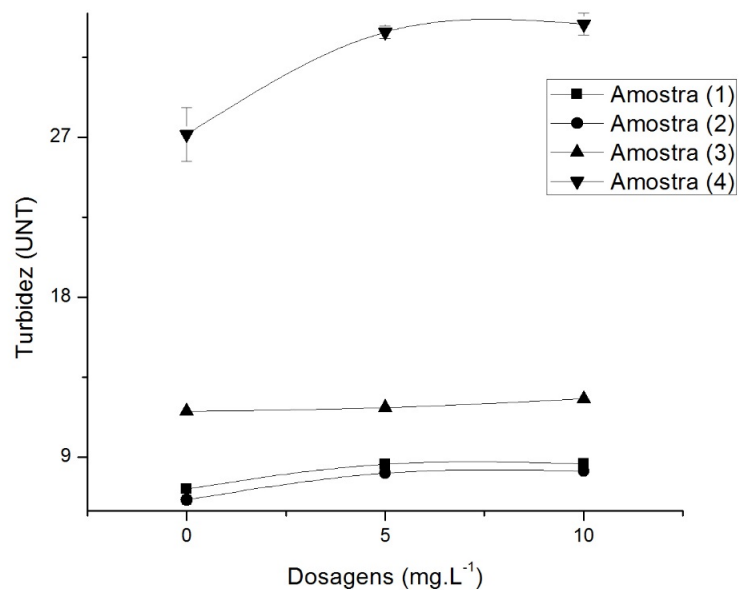


Figura 2. Aumento da turbidez nas amostras estudadas.

É importante ressaltar, também, a variação dos valores de turbidez entre as amostras. Estes valores variaram desde 10 Unidades Nefelométricas de Turbidez - 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 outras variáveis analisadas como o ferro. Os valores de ferro variaram de 0,1 a 0,5  $\text{mg.L}^{-1}$ , sendo que valores menores ( $< 0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ ) 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).

A cor aparente é outra variável que pode ser comparada com a turbidez, sendo que em amostras com turbidez mais altas, consequentemente se tinha maior coloração. 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  $138,11 \pm 51,59 \text{ mg.L}^{-1}$ . 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, pode ter acontecido uma oxidação completa da matéria orgânica dissolvida ou na forma coloidal, diminuindo esses valores. Esta tendência é observada na figura 3. Neste mesmo gráfico, percebe-se que a amostra 2 teve um aumento da cor com 5  $\text{mg.L}^{-1}$  e uma atenuação logo em seguida com 10  $\text{mg.L}^{-1}$ . Esta oscilação entre as dosagens não afeta a redução dos valores quando comparado os dois extremos (zero e 10  $\text{mg.L}^{-1}$ ), podendo este aumento na dosagem de 5  $\text{mg.L}^{-1}$  ser fruto de interferências da turbidez nos valores de cor aparente.

Os valores de cloro livre, para dosagens inferiores a 5  $\text{mg.L}^{-1}$ , 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 zero  $\text{mg.L}^{-1}$ , fato esperado já que uma amostra mais turva utilizaria o cloro ativo para satisfazer a demanda. De maneira emergencial, estas amostras com

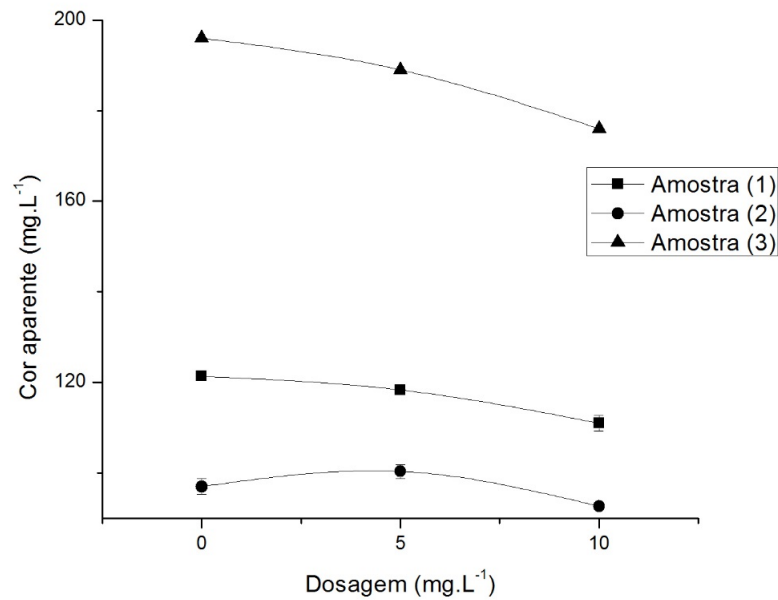


Figura 3. Influência da cloração nos valores de cor aparente.

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).

Baseado no modelo de Selleck-Collins construiu-se um gráfico (Figura 4) que relaciona o cloro residual e o número mais provável – NMP de coliformes termotolerantes no efluente após a cloração (60 min de contato) em 100 mL de amostra. Este decaimento microbiano demonstra que amostras com residual de cloro livre maiores que 0,55 mg.L<sup>-1</sup>, apresentam valores de coliformes termotolerantes que atendem a legislação vigente. Conforme informações do modelo matemático aplicado ao presente estudo, espera-se que a dosagem ideal para desinfecção deva produzir um resi-

dual maior que  $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$  para garantir o padrão de qualidade em corpo receptor de classe 2 como descrito na resolução CONAMA 357 [10].

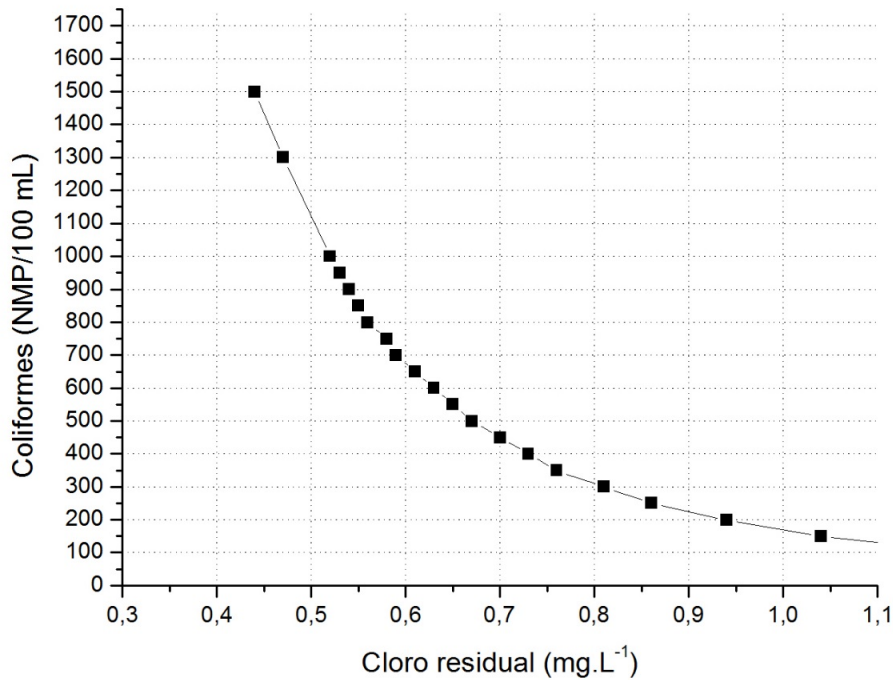


Figura 4. Decaimento microbiano de acordo com Selleck-Collins ( $t = 60 \text{ min}$ ).

Os testes qualitativos de coliformes mostraram que para dosagens de 7 e  $12 \text{ mg.L}^{-1}$ , havia presença e ausência respectivamente tanto de coliformes totais como de termotolerantes, comprovando que a dosagem ideal estaria entre estes valores. Os testes quantitativos de coliformes comprovaram a eficiência do modelo de Selleck-Collins em uma das amostras, quando o residual de cloro livre esteve em  $0,79 \text{ mg.L}^{-1}$  para a dosagem de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ . Com este residual seria esperado um valor teórico de 320 NMP/100mL de coliformes termotolerantes segundo o modelo matemático, enquanto que o teste quantitativo obteve-se um resultado de 480 NMP/100mL.

Ao utilizar as dosagens de estudo ( $5, 7, 10$  e  $12 \text{ mg.L}^{-1}$ ) percebeu-se que com  $7 \text{ mg.L}^{-1}$  já se teve valores residuais de cloro compatíveis com o esperado para cumprir a legislação vigente. Na figura 5 estão representados os valores residuais de cloro, comparando com a quantidade teórica de coliformes calculada pelo modelo de Selleck-

Collins. A dosagem de  $7 \text{ mg.L}^{-1}$  apresentou número mais provável de coliformes por volta de  $500 \text{ NMP}/100\text{mL}$ , enquanto que dosagens de  $10$  e  $12 \text{ mg.L}^{-1}$ , apresentaram  $150$  e  $60 \text{ NMP}/100\text{mL}$  respectivamente.

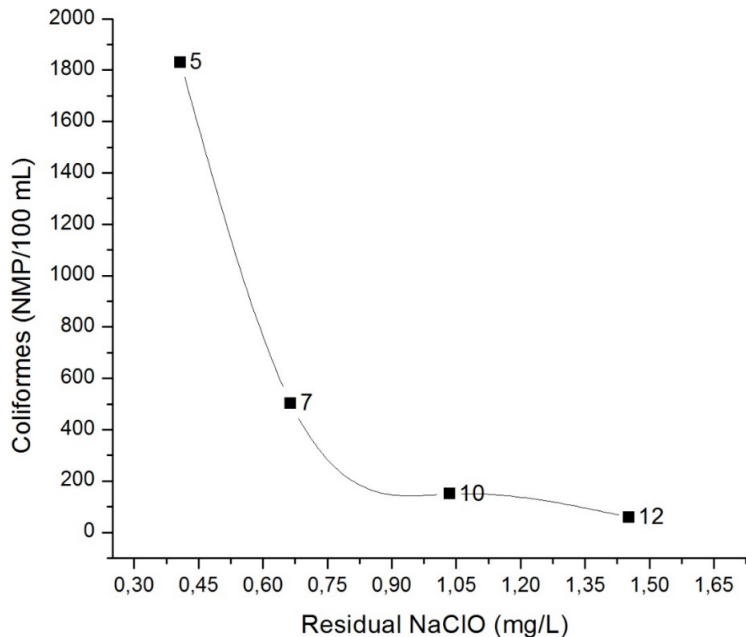


Figura 5. Cloro residual e NMP/100 mL de coliformes termotolerantes nas dosagens estudadas ( $t = 60 \text{ min}$ ).

Do ponto de vista prático, a dosagem ideal poderia ser estabelecida em  $7 \text{ mg.L}^{-1}$ , já que alcançou valores compatíveis com a legislação, porém, ao levar em consideração o desvio padrão, percebeu-se um alto valor do mesmo, fazendo com que a dosagem de  $7 \text{ mg.L}^{-1}$ , possa satisfazer ou não o residual necessário. Na figura 6, pode-se perceber claramente este comportamento, para o qual o desvio padrão faz o residual variar de  $0,34$  (residual insuficiente) a  $1,0$  (residual suficiente)  $\text{mg.L}^{-1}$ . Dentro deste quadro, pode-se perceber que o mais indicado seria utilizar a dosagem de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  que satisfaz o residual necessário, levando em consideração a faixa de um desvio padrão para mais ou para menos. Os valores residuais com a dosagem de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  variaram, portanto, de  $0,62$  a  $1,46 \text{ mg.L}^{-1}$ , assumindo valores teóricos de  $618$  e  $57 \text{ NMP}/100\text{mL}$  de coliformes respectivamente, segundo o modelo de Selleck-Collins.

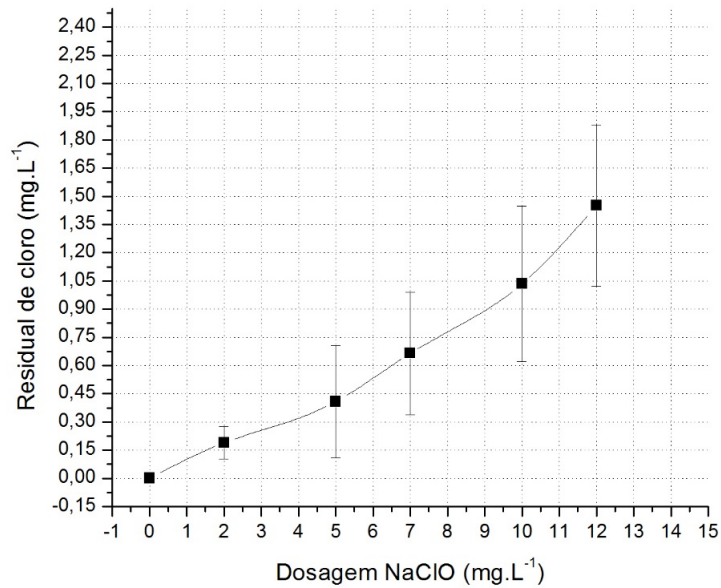


Figura 6. Residual de cloro livre para as dosagens estudadas ( $t = 60 \text{ min}$ ).

#### 4 Conclusão

O tratamento de esgotos do SAMAE de Sombrio, SC apresentou ótima eficiência no que diz respeito à remoção de DBO e DQO ( $> 90\%$  e  $50\%$  respectivamente), sendo estes, parâmetros importantes antes de se fazer a desinfecção.

O modelo matemático de Selleck-Collins demonstrou que amostras do efluente estudado com residual de cloro livre maiores que  $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$  apresentam valores de coliformes termotolerantes que atendem a legislação vigente.

Os resultados das simulações mostraram que a dosagem ideal para alcançar este residual de cloro livre, foi de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$  de NaClO, compatíveis com os valores encontrados na literatura.

#### Referências

- [1] CAMARGO, J. G. Aplicação do dióxido de cloro na desinfecção de efluentes domésticos tratados pelo sistema de lodos ativados. Dissertação de Mestrado, UFSC, Florianópolis, 2004.

- [2] SCHERER, L. H. A eficiência desinfetante do hipoclorito de sódio em efluentes de pequenas comunidades. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.
- [3] PIANOWSKI, E. H., JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. *Sanare*, vol. 20, n. 20, p. 6-17, 2003.
- [4] ABNT. NBR 9648. Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986.
- [5] 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*, v. 10, n.2, 2005.
- [6] 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*, p. 21-30, 2006.
- [7] MACÊDO, J. A. B. Águas & Águas. 2. ed. Varela, São Paulo, 2004.
- [8] SIMÃO, L. Avaliação da eficiência do uso de hipoclorito de sódio na desinfecção de efluentes sanitários. Estudo de caso: SAMAE de Sombrio, Trabalho de Conclusão do Curso de Engenharia Ambiental, UNESC, Criciúma, 2013.
- [9] GONÇALVES, R. F. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Desinfecção de efluentes sanitários. *RiMa*, São Carlos, SP, 2003.
- [10] 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.
- [11] 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.

- [12] 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.
- [13] PICKARD, B., CLARKE, S., BETTIN, W. Chlorine Disinfection in the Use of Individual Water Purification Devices. *Tech Inf Paper*, p. 1-18, 2006.
- [14] WU, Q.-Y., HU, H.-Y., ZHAO, X., LI, Y. Effects of chlorination on the properties of dissolved organic matter and its genotoxicity in secondary sewage effluent under two different ammonium concentrations. *Chemosphere*, vol. 80, n. 8, p. 941-946, 2010.