



Acta Scientiarum. Technology

ISSN: 1806-2563

eduem@uem.br

Universidade Estadual de Maringá  
Brasil

Araújo da Silva, Fernando José; Oliveira de Souza, Raimundo  
Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio  
Acta Scientiarum. Technology, vol. 33, núm. 4, 2011, pp. 407-413  
Universidade Estadual de Maringá  
Maringá, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=303226533009>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica  
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal  
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

# Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio

Fernando José Araújo da Silva<sup>1\*</sup> e Raimundo Oliveira de Souza<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Coordenação de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Campus Cariri, Av. Ten. Raimundo Rocha, s/n, 63040-360, Juazeiro do Norte, Ceará, Brasil. <sup>2</sup>Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, Brasil. \*Autor para correspondência. E-mail: fjas@cariri.ufc.br

**RESUMO.** A avaliação dos dados agrupados da monitoração de 16 ETEs do tipo tanque séptico ( $T_{SEP}$ ) seguido por filtro anaeróbio ( $F_{AN}$ ) mostrou remoção média global de 55% para DQO e SST. O desempenho alcançado foi abaixo do sugerido pela literatura, porém compatível com o de estudos recentes sobre sistemas em escala real no país. A remoção média global de bactérias do grupo coliforme, após desinfecção com solução de hipoclorito de sódio, foi de 3,0 unidades de log. Remoção mais elevada ocorreu com *Escherichia coli* como indicador (3,5 logs). Em geral, as maiores remoções de coliformes foram alcançadas com concentrações de cloro residual livre (CRL) variando de 2,0 a 2,5 mg L<sup>-1</sup>. Os resultados mostraram a aplicabilidade da turbidez para estimar concentrações de SST e DQO no efluente tratado. Observou-se também que a concentração de CRL é útil para estimar as concentrações de bactérias do grupo coliforme.

**Palavras-chave:** sistemas anaeróbios, controle de efluente, turbidez, cloro residual livre.

**ABSTRACT.** Turbidity and free residual chlorine for monitoring plants comprised by septic tank followed by anaerobic filter. Grouped monitoring data of 16 wastewater treatment plants was investigated. The plants were comprised by septic tanks followed by anaerobic filters and effluent disinfection with sodium hypochlorite. Removal of COD and total suspended solids was about 55%. This number was below values observed by the literature. However, the results were in accordance with recent findings in Brazilian full-scale plants. Coliform removal was about 3.0 log units with better results for *Escherichia coli* (3.5 logs). Best results were achieved with free residual chlorine concentrations ranging from 2.0 to 2.5 mg L<sup>-1</sup>. Findings showed that turbidity is a useful parameter to estimate COD and TSS concentrations in the treated effluent. Free residual chlorine may also be applied to estimate coliform numbers.

**Keywords:** anaerobic systems, effluent control, turbidity, free residual chlorine.

## Introdução

O arcabouço tecnológico brasileiro sobre tratamento de esgotos é diverso e bem estabelecido. Ao mesmo tempo, limitações de ordem econômica, principalmente, restringem o emprego de tecnologias avançadas e/ou complexas. Andrade Neto (1997) destaca que a adoção de sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários no país é uma necessidade. Assim, as alternativas tecnológicas devem apresentar baixo grau de mecanização e simplicidade operacional (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999).

É razoável que a universalização dos serviços de esgotamento sanitário seja baseada em certo gradualismo, e considere a evolução na eficiência do tratamento com base em patamar aceitável de segurança sanitária. Ao mesmo tempo, são demandados investimentos crescentes para

investigação e implantação de novos sistemas de tratamento, conservação e operação dos existentes, e formação de pessoal técnico.

No contexto dos parágrafos acima os sistemas anaeróbios possuem destaque, em razão de seu baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos. A digestão anaeróbia para tratamento de esgotos é favorecida no país pelas condições ambientais, relacionadas à predominância de elevadas temperaturas (CHERNICHARO, 2007). Possivelmente, a configuração de sistema anaeróbio mais difundido no Brasil ainda é o tanque séptico seguido de filtro anaeróbio ( $T_{SEP}$ - $F_{AN}$ ). Como conceito técnico, os tanques sépticos foram desenvolvidos no último quarto do século XIX. A difusão tecnológica propriamente dita ocorreu somente a partir da década de 1930 do século seguinte, segundo relata Azevedo Netto (1985).

As investigações pioneiras sobre os filtros anaeróbios no tratamento de efluentes são atribuídas a Young e McCarty (1969). Campos (1991) lembra que houve até mesmo trabalhos anteriores, que, no entanto, não receberam distinção. O tratamento de efluente de tanque séptico com filtro anaeróbio é ressaltado no trabalho Raman e Chakladar (1972).

A norma brasileira abordou o assunto inicialmente na NB 41 de 1963 (ABNT, 1963). Posteriormente, na NBR 7229 de 1982 (ABNT, 1982), ressaltou-se a importância da redução do conteúdo orgânico solúvel remanescente nos efluentes de tanques sépticos. A norma considerava o emprego de tanque séptico apenas como solução provisória para tratamento de esgotos domésticos em áreas desprovidas de rede coletora. Entretanto, a realidade da infraestrutura de saneamento do país não permitiu a expansão da rede coletora e o tratamento adequado dos esgotos. Assim, impulsionou-se o emprego de sistemas tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio ( $T_{SEP}-F_{AN}$ ) em áreas urbanas densamente habitadas (KAMIYAMA, 1993). Em etapa subsequente a norma foi ampliada e desmembrada para tratar separadamente o tanque séptico (ABNT, 1993), conforme NBR 7229 e o pós-tratamento do efluente (ABNT, 1997), conforme NBR 13969.

Permanece o interesse sobre este tipo de sistema anaeróbio, com atenção maior sobre os filtros. As pesquisas enfocam o material de enchimento dos filtros, o aperfeiçoamento de detalhes construtivos, a composição com sistemas híbridos e aspectos operacionais (GONÇALVES et al., 2001; VAN HAANDEL et al., 2006).

Como os sistemas anaeróbios destinam-se essencialmente à remoção de matéria orgânica é necessário um tratamento complementar de seus efluentes (FORESTI et al., 2006). O pós-tratamento de efluente anaeróbio de pequenas estações é concentrado na eliminação de patógenos. A cloração ainda é a alternativa mais atraente, em razão de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica. Porém, Deborde e Von Gunten (2008) lembram que todos os desinfetantes químicos produzem subprodutos, direta ou indiretamente, e que estes podem apresentar riscos à saúde.

A aplicação do cloro na saúde pública data de 1831, empregado como agente profilático durante uma epidemia de cólera na Europa. No final deste mesmo século, o uso do cloro é reconhecido para desinfecção de esgotos, destacando-se nas décadas seguintes com investigações mais consistentes sobre seu potencial (EPA, 1986; WEF, 1996).

White (1992) relata que a desinfecção de esgotos por meio de cloração passou a ter dimensão industrial na década de 1970, com base em estudos com efluentes de decantadores primários. Estas investigações e outras posteriores demonstraram a redução de coliformes, a partir da elevação na concentração de cloro residual. Os achados revelaram a necessidade de boas condições de mistura no ponto de aplicação, para que não ocorressem curtos-circuitos hidráulicos. Um gradiente de velocidade de cerca  $500 \text{ s}^{-1}$  e um tempo de contato entre 30 e 60 min. garantiriam bom desempenho.

Tempos de contato iguais ou superiores a 60 min. favorecem a conversão das monocloraminas hidrolisadas em organocloraminas nos efluentes com conteúdo de nitrogênio orgânico superiores a  $5 \text{ mg L}^{-1}$  de N. Estas últimas apresentam baixa capacidade germicida. Uma vez que efluentes anaeróbios apresentam elevado conteúdo de nitrogênio orgânico, a eficácia do cloro na desinfecção tende a ser menor que em águas limpas. É sabido também que sólidos em suspensão, partículas diversas, e o conteúdo orgânico dos efluentes podem exercer demanda de cloro, impedindo sua ação como desinfetante (WINWARD et al., 2008).

Para a desinfecção, as principais formas de cloro disponíveis são: dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ), cloro gasoso ( $\text{Cl}_2$ ), hipoclorito de sódio ( $\text{NaOCl}$ ) e hipoclorito de cálcio ( $\text{Ca(OCl)}_2$ ). O cloro pode ainda ser produzido “in loco” a partir de salmoura ou reação controlada de produtos químicos. Porém, para fins práticos, a desinfecção de esgotos é realizada com cloro nas formas de hipoclorito de sódio e hipoclorito de cálcio (CHERNICHARO et al., 2001; WEF, 1996).

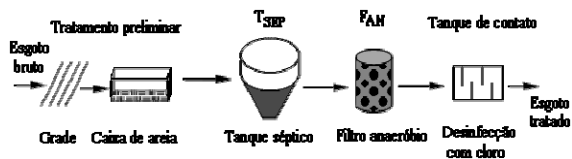
As concentrações de cloro nas soluções se alteram com o tempo. Isto é mais evidente nos momentos iniciais de aplicação, pois passa por transformações rápidas, desde a forma livre até as formas combinadas. Esta é uma das razões principais da determinação do cloro residual livre (CRL) como parâmetro de controle, que deve variar entre 1 e  $3 \text{ mg L}^{-1}$ .

Além do cloro residual livre é frequente o emprego do parâmetro turbidez no controle da qualidade de efluentes, como observado em Bento et al. (2005). Porém, entendida como informação auxiliar, a turbidez está mais associada ao controle de qualidade de água no ambiente e para consumo humano (FERREIRA FILHO; MARCHETTO, 2006).

Apesar da simplicidade e da predominância de unidades de pequeno porte, o controle de sistemas T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub> recebe pouca atenção. A análise tradicional de avaliação de desempenho baseada na remoção de DBO, DQO, SST e coliformes pode ser complementada com melhor interpretação de outros parâmetros de controle. O presente estudo tem como objetivo principal apresentar que turbidez e cloro residual livre são parâmetros relevantes na monitoração de sistemas tanque séptico seguido de filtro anaeróbio. Ensea-se destacar que turbidez e cloro residual livre servem para estimar, respectivamente, o conteúdo orgânico e a concentração de bactérias do grupo coliforme em efluentes anaeróbios de sistemas T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>.

## Material e métodos

Foram selecionadas 16 estações de tratamento de esgotos (ETEs) do tipo tanque séptico seguido por filtro anaeróbio (T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>) no município de Fortaleza (3°31'23" de latitude Sul e 38°31'23" de longitude Oeste, altitude média de 26 m), região Nordeste do Brasil. As unidades atendiam comunidades de baixa renda na periferia da cidade e a configuração destas ETEs é representada na Figura 1.



**Figura 1.** Representação esquemática das ETEs tipo T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub> do estudo.

Ao longo de dez meses foram coletadas dez amostras ( $\pm 2$ ) dos esgotos bruto e tratado em cada ETE, este último após cloração do efluente com solução de hipoclorito de sódio. As amostras foram coletadas no período da manhã, por volta das 10h.

Os parâmetros analisados nos efluentes bruto e tratado (i.e. entrada e saída das ETEs) estão

apresentados na Tabela 1. As temperaturas das amostras foram determinadas em campo e logo após a coleta estas foram encaminhadas para análise laboratorial no mesmo dia. Os procedimentos analíticos seguiram os métodos descritos em APHA (2005). Em vista da configuração comum das ETEs e objetivos do estudo os dados foram agrupados, para uma análise conjunta.

**Tabela 1.** Parâmetros analisados, tipo de amostra e métodos analíticos empregados no estudo.

Parâmetro analítico	Tipo de amostra	Método analítico
Temperatura (°C)	EB ET	Termômetro de filamento de mercúrio, com precisão de 0,2°C
pH (unidades)	EB ET	Eletrométrico, pelo eletrodo de platina e compensação de temperatura, com precisão de 0,01
Turbidez (uT)	EB ET	Nefelométrico com leitura a 580 nm
Demanda química de oxigênio DQO (mg L <sup>-1</sup> )	EB ET	Colorimétrico a 600 nm, após digestão com K <sub>2</sub> Cr <sub>2</sub> O <sub>7</sub> em refluxo fechado
Sólidos Suspensos Totais SST (mg L <sup>-1</sup> )	EB ET	Gravimétrico, em filtro de fibra de vidro e secagem a 103-105°C
Coliformes Fecais CF (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	EB ET	Tubos múltiplos com meio A <sub>1</sub>
Coliformes Totais CT (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	EB ET	Substrato cromogênico
<i>Escherichia coli</i> EC (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	EB ET	Substrato cromogênico
Cloro residual livre CRL (mg L <sup>-1</sup> )	nd ET	Colorimétrico a 515 nm, com DPD (N, N-dietil-p-fenilenodiamina)
Óleos e graxas O&G (mg L <sup>-1</sup> )	nd ET	SOXHLET padrão

EB – esgoto bruto; ET – esgoto tratado; nd – não determinado.

## Resultados e discussão

A temperatura média do esgoto bruto foi de 30,0°C ( $\pm 0,8^\circ\text{C}$ ), influenciada pela característica climática da região (BRANDÃO, 1995). O efluente tratado apresentou resultado semelhante (31,0°C;  $\pm 1,3^\circ\text{C}$ ), e em ambos a faixa de variação foi de 28 a 33°C, favorável ao tratamento anaeróbio (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994). A Tabela 2 apresenta o resumo estatístico dos demais parâmetros analisados e o desempenho médio global na remoção dos parâmetros de monitoração.

**Tabela 2.** Resumo estatístico dos parâmetros Analisados nas ETEs tipo T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>, em Fortaleza (janeiro a dezembro de 2006).

Parâmetro	Efluente bruto		Efluente tratado		Remoção média
	Média (Mín. - Máx.)	$\sigma$	Média (Mín. - Máx.)	$\sigma$	
Turbidez (uT)	432 (17 - 4.265)	466	254 (7 - 1.078)	203	41%
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	1.025 (92 - 6.801)	916	461 (24 - 2.022)	351	55%
SST (mg L <sup>-1</sup> )	508 (32 - 5.707)	734	267 (7 - 1.078)	266	55%
pH	7,18 (5,70 - 8,79)	0,48	7,28 (6,44 - 8,83)	0,34	-
CT (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	2,4E+8 <sup>a</sup> (1,6E+7 - 6,5E+8)	4,62 <sup>b</sup>	3,4E+4 <sup>a</sup> (1,0E+1 - 6,5E+7)	2,10 <sup>b</sup>	2,85 <sup>b</sup>
CF (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	2,4E+7 <sup>a</sup> (2,1E+6 - 6,5E+7)	2,80 <sup>b</sup>	3,9E+4 <sup>a</sup> (1,8E+2 - 1,6E+6)	1,57 <sup>b</sup>	2,79 <sup>b</sup>
EC (NMP 100 mL <sup>-1</sup> )	2,4E+7 <sup>a</sup> (2,4E+6 - 3,8E+7)	2,61 <sup>b</sup>	7,4E+3 <sup>a</sup> (1,0E+1 - 2,4E+7)	2,26 <sup>b</sup>	3,51 <sup>b</sup>
CRL (mg L <sup>-1</sup> )	-	-	1,23 (0,00 - 3,00)	1,06	-
O&G (mg L <sup>-1</sup> )	-	-	34 (6 - 81)	23	-

<sup>a</sup>média geométrica; <sup>b</sup>unidades de log.

O desempenho médio global das ETEs para remoção de DQO e SST foi inferior ao preconizado na literatura que é de 70 e 80%, respectivamente (SANTOS, 2007; VON SPERLING, 2005) e pela própria NBR 13969. Entretanto, de maneira geral, a performance obtida nas ETEs do presente estudo foi semelhante à observada em sistemas em escala real no país, segundo achados de Oliveira e Von Sperling (2005 e 2008).

No que concerne à norma ambiental da região em que estão as ETEs (Portaria 154/02) (SEMACE, 2002) o desempenho médio não foi satisfatório, uma vez que os limites estabelecidos para DQO ( $200 \text{ mg L}^{-1}$ ), SST ( $50 \text{ mg L}^{-1}$ ) e CF ( $5 \times 10^3 \text{ células } 100 \text{ mL}^{-1}$ ) não foram atendidos. Os graus de não-conformidade foram de 52, 60 e 80%, respectivamente. Para óleos e graxas, o valor médio foi inferior ao limite máximo ( $50 \text{ mg L}^{-1}$ ), porém com grau de não-conformidade de 30%. Apenas o pH atendeu plenamente à norma ambiental ( $5 < \text{pH} < 9$ ). A turbidez não é objeto de controle a norma ambiental. Por outro lado, é possível inferir, em princípio, que quanto menor a turbidez menor o conteúdo poluente do esgoto tratado.

Os resultados mostraram que os coeficientes de variação (CV) dos parâmetros investigados foram muito elevados, muitas vezes superiores a 75%, tanto no esgoto bruto quanto no esgoto tratado. Valores de CV superiores a 50% indicam uma distribuição não-normal de resultados. É possível que a distribuição log-normal seja mais representativa, conforme sugerem Berthouex e Hunter (1983) e Oliveira e Von Sperling (2008).

Por outro lado, a coleta de amostras pontuais de esgoto pode não refletir o real desempenho das ETEs, uma vez que não há sincronia entre as concentrações de entrada e de saída. Também, incrementos bruscos de vazão afluente em sistemas anaeróbios podem causar redução no desempenho, com diminuição do grau de atendimento das normas ambientais, conforme lembram Leitão et al. (2006). Um indicativo disto é a oscilação do coeficiente de transferência (razão entre as concentrações de saída e entrada,  $C/Co$ ). A Figura 2 ilustra esta variação nos dados agrupados de turbidez, SST e DQO para as coletas efetuadas.

A despeito de grande flutuação, as Figuras 3 e 4 apresentam correlações positivas, com nível de significância de 5%, entre a turbidez e as concentrações de DQO e SST. Isto foi válido tanto para amostras de efluente bruto quanto para as de efluente tratado. Os resultados demonstram a aplicabilidade do parâmetro para a estimação do conteúdo orgânico em efluentes deste tipo de sistema de tratamento.

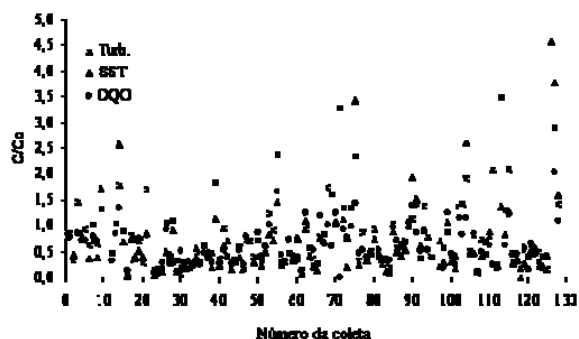


Figura 2. Coeficientes de transferência ( $C/Co$ ) de turbidez, SST e DQO nos sistemas  $T_{SEP}-F_{AN}$  estudados.

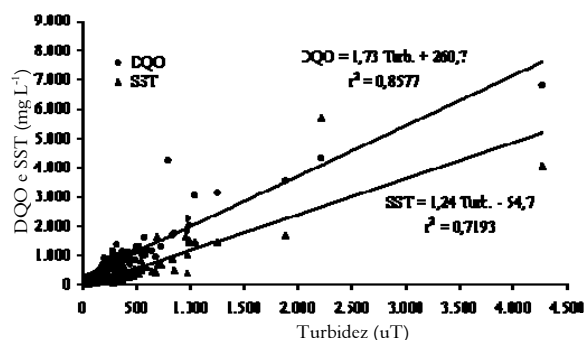


Figura 3. Concentrações de DQO e SST no efluente bruto em função da turbidez.

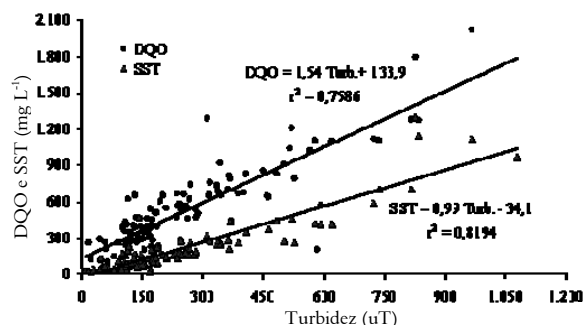
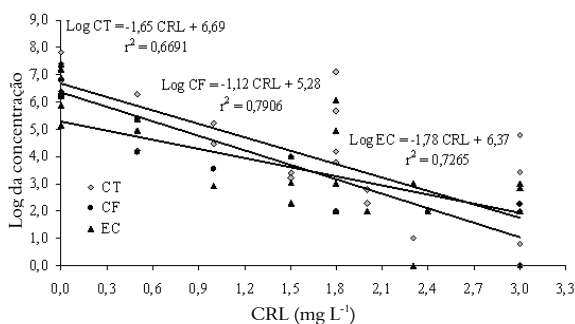


Figura 4. Concentrações de DQO e SST no efluente tratado em função da turbidez.

No caso do efluente tratado, apesar do potencial de aplicação da turbidez como estimador do conteúdo orgânico, é necessário considerar a possível influência da cloração. Wu et al. (2010) reportam que a oxidação incompleta de matéria orgânica promovida pelo cloro pode disponibilizar subprodutos orgânicos. Entende-se que estes subprodutos podem colaborar na elevação da turbidez e conteúdo orgânico do efluente, acarretando acréscimos nos valores de DQO. Entretanto, a correlação entre DQO e CRL no estudo não foi significativa ( $r = -0,1105$ , para  $\alpha = 0,05$ ).

A remoção média de bactérias do grupo coliforme nos sistemas foi da ordem de 3,0 unidades de log,

porém com variação elevada (apresentada na Tabela 2). Foi observada correlação negativa, com nível de significância de 5%, entre os valores de cloro residual livre e as concentrações de coliformes no efluente tratado (Figura 5). Os melhores resultados de remoção foram alcançados com concentrações de cloro residual livre entre 2,0 e 2,5 mg L<sup>-1</sup>.



**Figura 5.** Concentração de bactérias do grupo coliforme em função da concentração de cloro residual livre nos efluentes dos sistemas investigados.

Os estudos de Oliveira e Von Sperling (2005 e 2008) indicam que a remoção de CF em sistemas T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>, antes da cloração, varia em torno de 1,0 log ( $\pm 0,2$ ), com concentrações efluentes de 10<sup>6</sup> células 100 mL<sup>-1</sup>. Andrade Neto (2006) destaca que para concentrações tão elevadas de coliformes uma remoção maior é alcançada com a aplicação de dosagens de pelo menos 10 mg L<sup>-1</sup> de cloro e tempo de contato médio iguais ou superiores a 25 min.

No que concerne à variação verificada nas concentrações de coliformes importa destacar a discussão de Narkis et al. (1995). Estes autores ressaltam que frações remanescentes de coliformes nos efluentes podem crescer, dependendo da penetração do desinfetante nas partículas em suspensão. Isto exige, portanto, maior tempo de contato do desinfetante. Os autores afirmam ainda que compostos parcialmente oxidados pelo cloro podem ficar disponíveis para o recrescimento microbiano, demandando concentrações de CRL maiores. Portanto, a remoção de matéria orgânica, e principalmente de SST, constituem requisito para melhor ação do desinfetante.

O trabalho de Lapolli et al. (2005) corrobora com a observação de que dosagens menores de cloro exigem maior tempo de contato para remoção de coliformes. Seus achados correspondem aos resultados de Winward et al. (2008), que assinalam que maiores concentrações de partículas em suspensão implicam maior contagem de organismos coliformes. Nestes dois últimos trabalhos, os resultados apresentados sugerem que as concentrações de coliformes nos efluentes clorados correlacionam negativamente com os resultados de CRL.

Para culturas puras, Helbling e Vanbriesen (2007) observam que maior densidade de CF resulta em maior demanda de cloro. Ao mesmo tempo, a demanda de cloro tende a ser menor quando a concentração de coliformes é inferior a 10<sup>5</sup> células 100 mL<sup>-1</sup>. Os autores observam ainda que quando a dosagem inicial de cloro é mais alta, tanto a remoção de organismos indicadores é maior – notadamente *Escherichia coli* – quanto o grau de recrescimento destes é menor.

Dentre os resultados observados no efluente tratado, outros pares de parâmetros também apresentaram correlações significativas em nível de 5% (Tabela 3). Assim, em princípio também é possível empregar alguns destes parâmetros na análise do controle e monitoramento de sistemas T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>.

**Tabela 3.** Pares de parâmetros e respectivos coeficientes de correlação mais representativos, dentre os resultados observados nos efluentes tratados dos sistemas do estudo.

Par	Valor de r	Par	Valor de r
Turbidez <sub>x</sub> O&G	0,767	DQO <sub>x</sub> O&G	0,774
Turbidez <sub>x</sub> CF	0,573	SST <sub>x</sub> CF	0,796
pH <sub>x</sub> CF	-0,889	CT <sub>x</sub> CF	0,795
DQO <sub>x</sub> SST	0,878	CT <sub>x</sub> EC	0,968

## Conclusão

A investigação sobre um conjunto de 16 ETEs do tipo T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub> mostrou que a remoção média global de DQO e SST foi de 55%, resultado inferior ao relatado na literatura (70 e 80%, respectivamente). Semelhante, porém, aos de estudos recentes com sistemas em escala real.

A remoção média de bactérias do grupo coliforme (CT, CF e EC), após desinfecção, foi de 3,0 unidades de log, sendo melhor no caso de *Escherichia coli* (3,5 logs). A concentração ótima de cloro residual livre deve estar entre 2,0 e 2,5 mg L<sup>-1</sup>.

O parâmetro turbidez pode ser empregado na monitoração de T<sub>SEP</sub>-F<sub>AN</sub>, para estimar SST e DQO no efluente final. O valor da CRL, por sua vez, serve como parâmetro auxiliar na estimação da densidade de coliformes, principalmente CF e EC.

Correlações lineares entre outros parâmetros sugeriram potencial de aplicação no controle e monitoração deste tipo de ETE.

## Referências

- ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NB-41**: norma para construção e instalação de fossas sépticas. Rio de Janeiro, 1963.
- ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: construção e instalação de fossa séptica e disposição dos efluentes finais. Rio de Janeiro, 1982.

- ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1997.
- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**: experiência brasileira. 1. ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.
- ANDRADE NETO, C. O. Uso do filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário. **Revista Meio Filtrante**, v. 4, n. 19, p. 12-16, 2006.
- ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Introdução. In: CAMPOS, J. R. (Ed.). **Tratamento de esgotos por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. p. 1-27.
- APHA-American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, D. C.: APHA, 2005.
- AZEVEDO NETTO, J. M. Tanques Sépticos: conhecimentos atuais. **Revista Engenharia Sanitária**, v. 24, n. 2, p. 222-229, 1985.
- BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.
- BERTHOUEX, P. M.; HUNTER, W. G. How to construct reference distributions to evaluate treatment plant effluent quality. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 55, n. 12, p. 1417-1424, 1983.
- BRANDÃO, R. L. **Sistema de informações para gestão e administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza**. Fortaleza: Companhia de Recursos Minerais - CPRM, 1995.
- CAMPOS, J. R. **Alternativas para tratamento de esgotos sanitários**. Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari. São Paulo: Édile - Serviços Gráficos Ltda., 1991.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007.
- CHERNICHARO, C. A. L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Ed.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Prosab/ABES, 2001. Cap. VII, p. 376-454.
- DEBORDE, M.; VON GUNTEN, U. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment - kinetics and mechanisms: a critical review. **Water Research**, v. 42, n. 1-2, p. 13-51, 2008.
- EPA-Environmental Protection Agency. **Municipal wastewater disinfection** - design manual. Cincinnati: EPA/625/1-86/021, 1986.
- FERREIRA FILHO, S. S.; MARCHETTO, M. Otimização multi-objetivo de estações de tratamento de águas de abastecimento: remoção de turbidez, carbono orgânico total e gosto e odor. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 7-15, 2006.
- FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006.
- GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbio por reatores com biofilme In: CHERNICHARO, C. A. L. (Ed.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Prosab/ABES, 2001. Cap. IV, p. 171-271.
- HELBLING, D. E.; VANBRIESEN, J. M. Free chlorine demand and cell survival of microbial suspensions. **Water Research**, v. 41, n. 19, p. 4424-4434, 2007.
- KAMIYAMA, H. Revisão e aperfeiçoamento do sistema tanque séptico-filtro anaeróbio para tratamento de esgoto (Parte I). **Revista DAE**, v. 53, n. 169, p. 9-17, 1993.
- LAPOLLI, F. R.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMÁSIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 200-208, 2005.
- LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. **Bioresource Technology**, v. 97, n. 9, p. 1105-1118, 2006.
- NARKIS, N.; ARMON, R.; OFFER, R.; ORSHANSKY, F.; FRIEDLAND, E. Effect of suspended solids on wastewater disinfection efficiency by chlorine dioxide. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 227-236, 1995.
- OLIVEIRA, S. M. C.; VON SPERLING, M. Reliability analysis of wastewater treatment plants. **Water Research**, v. 42, n. 4-5, p. 1182 - 1194, 2008.
- OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte I: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.
- RAMAN, V.; CHAKLADAR, N. Upflow filters for septic tank effluents. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 44, n. 8, p. 1552-1560, 1972.
- SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 2007.
- SEMACE-Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Portaria 154. **Dispõe sobre padrões e condições de lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras**. Diário Oficial do Estado - DOE, série 2, ano 5, nº 187 de 1 de outubro de 2002. Fortaleza, 2002.

- VAN HAANDEL, A.; KATO, M. T.; CAVALCANTI, P. F. F.; FLORÊNCIO, L. Anaerobic reactor design concepts for the treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 21-38, 2006.
- VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment**: a practical guide for regions with a hot climate. Chichester: John Wiley and Sons, 1994.
- WEF-Water Environment Federation. **Wastewater disinfection**. Manual of Practice, FD-10. Alexandria: WEF, 1996.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2005.
- WHITE, G. C. **Handbook of chlorination**. 3rd ed. New York: Van Nostrand Reynolds Inc., 1992.
- WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. Chlorine disinfection of grey water for reuse: effect of organics and particles. **Water Research**, v. 42, n. 1-2, p. 483-491, 2008.
- 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**, v. 80, n. 8, p. 941-946, 2010.
- YOUNG, J. C.; McCARTY, P. L. The anaerobic filter for wastewater treatment. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v. 41, n. 5, p. 160-175, 1969.
- Received on March 10, 2010.*  
*Accepted on October 6, 2010.*
- License information: This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.