

## [00069] CO-TRATAMENTO DE RESÍDUO DE TANQUE SÉPTICO E ESGOTO DOMÉSTICO: SIMULAÇÃO COM MODELO ASM1

ANTÔNIO DOMINGUES BENETTI<sup>1</sup>; JOSIANE PISTORELLO<sup>2</sup>

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas<sup>1</sup>; Companhia Riograndense de Saneamento – Corsan<sup>2</sup>

[benetti@iph.ufrgs.br](mailto:benetti@iph.ufrgs.br); [josi.pistorello@gmail.com](mailto:josi.pistorello@gmail.com)

Palavras-chave: Resíduo de tanque séptico. Lodos ativados. Co-tratamento. Modelo ASM1.

### ABSTRACT

This study investigated the possibility of receiving and treating septic tank residue in a wastewater treatment plant with an activated sludge process. The ASM1 model was used to simulate the removal of carbonaceous organic matter, nitrification and denitrification. Simulations of four groups of scenarios were made and in each group the system operated with a fixed flow and was changed the portion of septic tank residue. The simulation results show that it is possible, in a system dimensioned for an average flowrate of 180 m<sup>3</sup>/h, operating with a domestic sewage flow of 45 m<sup>3</sup>/h, to receive 4.3 m<sup>3</sup>/h of septic tank residue without compromising the standards. For systems operating at 90 m<sup>3</sup>/h, 135 m<sup>3</sup>/h and 162 m<sup>3</sup>/h, the possible parcels to be received from septic tank residue without compromising standards defined in the legislation were, respectively, 3.6 m<sup>3</sup>/h, 3.3 m<sup>3</sup>/h and 2.9 m<sup>3</sup>/h. The results allow the conclusion that it is feasible to co-treat septic tank residue with sewage and at the same time respect the standards defined in the legislation, once the limiting flowrates and maximum loads are respected.

### 1 – INTRODUÇÃO

O crescimento populacional desordenado, cidades com infraestrutura deficiente e a falta de planejamento e de investimentos em saneamento básico tem como consequências a degradação do meio ambiente, o comprometimento da saúde da população e a elevação dos gastos com saúde pública, principalmente para o tratamento de doenças de veiculação hídrica (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2016).

No Brasil e no estado do Rio Grande do Sul, os índices médios de atendimento por rede de esgotos sanitários são baixos, respectivamente 56.3% e 29.8% (BRASIL, 2014). Os baixos índices de atendimento com relação ao esgotamento sanitário mostram a lacuna existente no saneamento básico, tanto vinculada a implantação dos sistemas como quanto a funcionalidade dos mesmos através da efetivação da ligação das residências às redes de esgoto. Além disso, torna-se evidente a necessidade de haver maciços investimentos em esgotamento sanitário para reverter os índices atuais.

Conforme Strande (2014), aumentar o acesso ao saneamento é uma prioridade global, constatando que a expansão e o desenvolvimento dos sistemas de esgotamento convencionais não têm acompanhado a rápida expansão urbana, típica de países de baixa e média renda. Segundo a mesma autora, as tecnologias locais (*on site*) podem representar uma opção viável e mais acessível para ampliar o atendimento ao esgotamento sanitário, mas apenas se toda a cadeia do serviço for adequadamente gerida. Ela ainda acrescenta que instalações locais têm sido tradicionalmente vistas apenas como soluções temporárias até que os sistemas de esgoto convencionais sejam construídos.

Uma forma de melhorar os índices de esgotamento sanitário de forma mais rápida é através da combinação de sistemas tradicionais centralizados com sistemas de tratamento locais para a coleta e tratamento dos esgotos sanitários. Sistemas descentralizados geralmente são mais sustentáveis, considerando-se o consumo de energia, área para implantação, custos de operação e implantação (TCHOBANOGLIOUS, LEVERENZ, 2013; SIEGRIST, 2017).

A expansão dos sistemas de esgotamento sanitário com o emprego de sistemas *on site*, como tanques sépticos, acaba tendo como maior entrave a não definição de como

gerenciar e principalmente tratar o resíduo de tanque séptico. O material removido de tanques sépticos tem grande concentração de sólidos, matéria orgânica e microrganismos e demanda manejo adequado, prevenindo a remoção, transporte, acondicionamento, tratamento e destino final ambientalmente correto.

Constata-se que se torna necessária a proposição de uma nomenclatura específica para este resíduo que o descaracterize como lodo ou esgoto e sim como uma mistura dessas duas frações, como por exemplo, resíduo de tanque séptico, termo que será empregado neste trabalho. Este resíduo apresenta uma grande dispersão de suas características físico-químicas e microbiológicas (LEITE et al., 2006). Ingunza et al. (2009) complementam que esse resíduo é muito mais concentrado que o esgoto sanitário, mas não chega a ter características semelhantes às de lodo de ETE.

Havendo a possibilidade de tratar o resíduo de tanque séptico em estações dimensionadas para esgoto sanitário, torna-se fundamental avaliar o impacto deste co-tratamento para a tomada de decisões e planejamento quanto a gestão deste resíduo. Uma maneira de se avaliar os impactos é através da modelagem matemática, ferramenta que permite simular fenômenos reais por meio de fórmulas matemáticas (MAKINIA, 2010).

## 2 – OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o co-tratamento de resíduo de tanque séptico em uma estação de tratamento de esgoto doméstico (ETE) com sistema de lodos ativados com o uso do modelo matemático ASM1. Foram simulados os processos de oxidação biológica de matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação.

## 3 – METODOLOGIA

O co-tratamento de resíduo de tanque séptico e esgoto doméstico em sistema de lodos ativados foi realizado com o modelo ASM1. Essa avaliação foi desenvolvida a partir do projeto hidráulico de uma ETE com capacidade para tratar uma vazão média de 50 L/s (180 m<sup>3</sup>/h). O referido projeto foi fornecido por uma prestadora de serviços de saneamento que atua no Rio Grande do Sul, estado que se localiza na Região Sul do Brasil.

Foi utilizado o software WRcStoat 5.0., que é de distribuição livre e tem incorporado o modelo Activated Sludge Model N° 1 (ASM1). Este modelo foi desenvolvido pela International Water Association (IWA) com o objetivo de promover a sua aplicação em

projetos e operação de sistemas biológicos de tratamento de esgotos por lodos ativados. Posteriormente ao ASM1 foram desenvolvidos uma família de modelos para lodos ativados (EKAMA, TAKÁCS, 2013).

O modelo ASM1 descreve as taxas de remoção de substâncias orgânicas e compostos nitrogenados por micro-organismos, relacionando essas taxas ao consumo de oxigênio e de nitrato e à produção de lodo. Contem as reações biológicas que envolvem a remoção de matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

Foram inseridas no modelo a entrada do esgoto bruto, o sistema de lodos ativados composto pela câmara anóxica, tanque de aeração e o decantador secundário, a saída do esgoto tratado e o descarte de lodo a partir do decantador secundário. Na Tabela 1 estão listadas as dimensões das estruturas da ETE que foram inseridas para a estruturação do modelo matemático ASM1 ao sistema de lodos ativados da ETE deste estudo.

Com relação a operação da ETE, considerou-se que a recirculação do lodo ocorria do decantador para a câmara anóxica a uma taxa de 0.5 em relação à vazão de esgoto bruto na entrada da ETE. Com relação a recirculação interna do sistema de lodos ativados, a recirculação ocorreria da câmara aerada para a câmara anóxica a uma taxa de 1.5 em relação a vazão de esgoto bruto na entrada.

**Tabela 1. Dimensões das estruturas da ETE.**

Estrutura	Dimensão
Tanque de aeração	Volume total: 4 635 m <sup>3</sup>
- câmara anóxica	Volume: 2 317.5 m <sup>3</sup>
- câmara aerada	Volume: 2 317.5 m <sup>3</sup>
	Idade do lodo: 28 dias
	Tempo de detenção hidráulica: 14.7 horas
Decantador secundário	Área superficial: 230 m <sup>2</sup>
	Profundidade: 4.10m
	Profundidade da entrada: 2.00m

Arbitrou-se que a concentração de oxigênio dissolvido na câmara aeróbia seria mantida constante a 2 mg/L. A concentração de sólidos suspensos no tanque de aeração (SSTA) seria mantida constante a 3 500mg/L através do controle da vazão de descarte de lodo, fixada em uma taxa fixa de 3m<sup>3</sup>/h por tempo variável de forma a manter a concentração de SSTA.

Depois da estruturação do modelo foi efetuada a sua calibração. Foram utilizados dados do projeto hidráulico, em virtude de não haver estações de tratamento de esgoto operando com o sistema proposto neste trabalho pela prestadora de serviços de saneamento que forneceu os dados utilizados. A calibração consistiu em sucessivas simulações com a ETE operando com uma vazão de 50

L/s de esgoto doméstico. A cada simulação foram comparados os resultados da saída do efluente tratado com os valores esperados considerando as eficiências do sistema de tratamento escolhido. Foram avaliados os parâmetros DBO, DQO, amônia e sólidos suspensos totais, os quais tem padrões de lançamento definidos pela legislação ambiental do estado do Rio Grande do Sul. A partir das diferenças identificadas, foram realizadas alterações nos coeficientes estequiométricos e nos parâmetros cinéticos e da decantação, seguindo-se uma nova simulação. Estas simulações repetiram-se até que o efluente final atingiu as eficiências de tratamento definidas no projeto da ETE.

Posteriormente foi realizada a avaliação do impacto do co-tratamento do resíduo de tanque séptico na eficiência da ETE em estudo. Essa avaliação ocorreu a partir da simulação de quatro grupos de cenários combinando vazões do resíduo e de esgoto doméstico. Em cada grupo, considerou-se que a ETE operaria com uma vazão fixa de esgoto doméstico e foi alterada a parcela de resíduo de tanque séptico a ser recebida e tratada no sistema.

Na Tabela 2 são apresentados cada um dos quatro grupos de cenários. No Grupo A, a vazão de esgoto doméstico era 25% da vazão média de projeto da ETE (45 m<sup>3</sup>/h). Nos Grupos B, C e D, a modelagem teve vazões de esgotos correspondentes, respectivamente, a 50% (90 m<sup>3</sup>/h), 75% (135 m<sup>3</sup>/h) e 90% (162 m<sup>3</sup>/h) da vazão média de projeto da ETE (180 m<sup>3</sup>/h).

Em cada um dos cenários foi simulado um período de operação de seis meses de forma a obter um novo estado estacionário do sistema.

**Tabela 2. Grupos de cenários simulados.**

Grupo de cenários	Cenários	Esgoto doméstico (m <sup>3</sup> /h)	Resíduo de tanque séptico	
			Proporção na vazão	Vazão (m <sup>3</sup> /h)
A	1	45	1%	1.8
	2		5%	9
	3		10%	18
	4		15%	27
B	1	90	1%	1.8
	2		5%	9
	3		10%	18
	4		15%	27
C	1	135	1%	1.8
	2		3%	5.4
	3		5%	9
D	1	162	1%	1.8
	2		3%	5.4
	3		5%	9

Foram registrados dados de saída de cada um dos cenários simulados, sendo elaborado um gráfico resumo para cada grupo. Foi realizada a análise do gráfico de cada um dos grupos de cenários e determinado qual parâmetro ultrapassou primeiramente o padrão de lançamento. Em seguida, foi determinada a relação entre a vazão de resíduo e a concentração obtida para o referido parâmetro.

## 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 3 são listadas as características do esgoto doméstico bruto e as do resíduo de tanque séptico que foram consideradas neste estudo. As características do resíduo de tanque séptico foram determinadas por uma série de análises físico-químicas disponibilizadas pela prestadora de serviços de saneamento.

O modelo ASM1 determina que a entrada dos valores de DQO e de nitrogênio total deve ser em frações pré-determinadas. Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as relações utilizadas para fracionar a DQO e o nitrogênio total do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico. Para o fracionamento da DQO e do nitrogênio total foram utilizadas as contribuições de Metcalf & Eddy et al. (2016), Parkin e McCarty (1981), Grady et al. (1999), Vanhooren e Nguyen (1996), Rossler e Pretorius (2001), Bento (2000) e Dangol (2013).

**Tabela 3. Caracterização do esgoto doméstico bruto e do resíduo de tanque séptico.**

Parâmetro	Esgoto (1) (mg/L)	Resíduo de Tanque Séptico (2)		
		Mínimo (mg/L)	Médio (mg/L)	Máximo (mg/L)
DBO	200	75	<b>1 755</b>	8663
DQO	400	146	<b>6 523</b>	29 014
N amoniacal	40	12	<b>88</b>	200
Sólidos suspensos totais	200	74	<b>6 746</b>	47840
Sólidos suspensos voláteis	160	40	<b>4 460</b>	27 100
Sólidos suspensos fixos	40	12	<b>3 314</b>	27 420

Fonte: (1) Jordão e Pessoa (2011); (2) Baseado em análises fornecidas pela prestadora de serviços.

**Tabela 4. Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do esgoto doméstico.**



Parâmetro	Esgoto (mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	30
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	154
DQO biodegradável particulada (DQObp)	166
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	50
Amônia (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> )	40
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	9.2
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	20.8
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	2.1
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	6.7
Nitrito/nitrato (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0.3

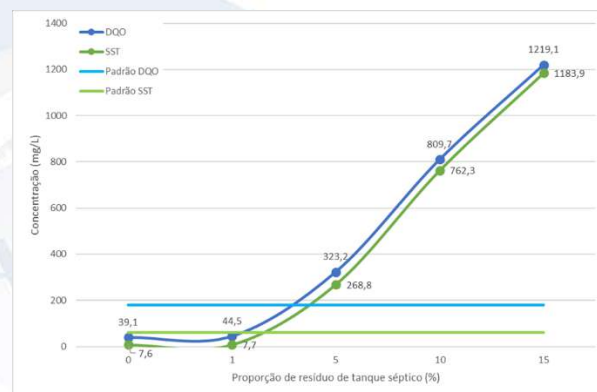
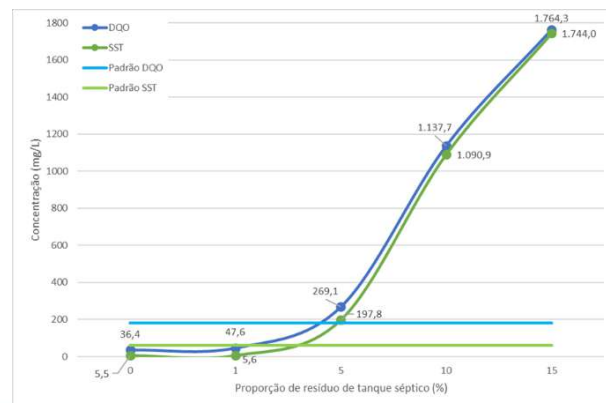
**Tabela 5. Fracionamento da DQO e do nitrogênio total do resíduo de tanque séptico.**

Parâmetro	Resíduo(mg/L)
DQO não-biodegradável solúvel (DQOnbs)	334
DQO biodegradável solúvel (DQObs)	103
DQO biodegradável particulada (DQObp)	1 961
DQO não-biodegradável particulada (DQOnbp)	4 124
Amônia (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /NH <sub>3</sub> )	88
Nitrogênio orgânico solúvel (NOs)	258
Nitrogênio orgânico particulado (NOp)	6
Nitrogênio orgânico não-biodegradável solúvel (NONbs)	258
Nitrogênio orgânico não-biodegradável particulado (NONbp)	6
Nitrito/nitrato (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> /NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0

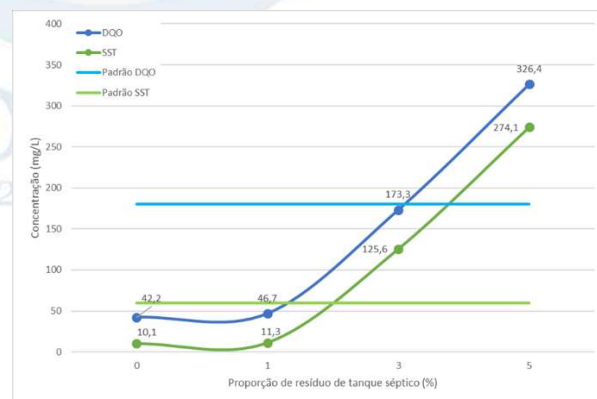
Os padrões de lançamento considerados neste estudo foram os estabelecidos na Resolução Conesma nº 355 (RIO GRANDE DO SUL, 2017) a qual estabelece, para a vazão da ETE deste estudo (4.320 m<sup>3</sup>/dia), os limites máximos para os seguintes parâmetros: DQO ≤ 180 mg/L, DBO ≤ 60 mg/L, sólidos suspensos totais ≤ 60 mg/L e nitrogênio amoniacal ≤ 20 mg/L.

Nas Figuras 1 a 4 são apresentados os resultados das simulações dos quatro grupos de cenários para os parâmetros DQO e sólidos suspensos totais. Nas Figuras 5 e 8 são apresentados os resultados para os parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal.

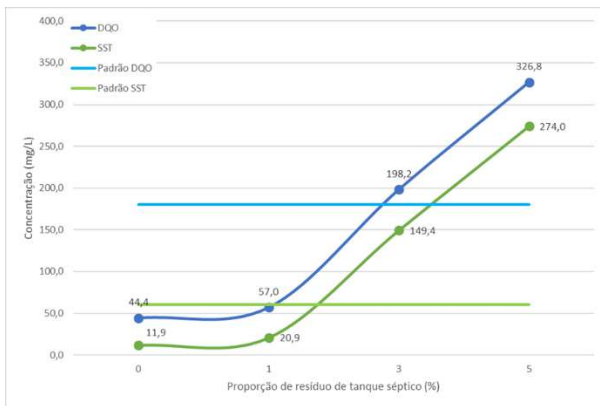
**Figura 1. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários A.**



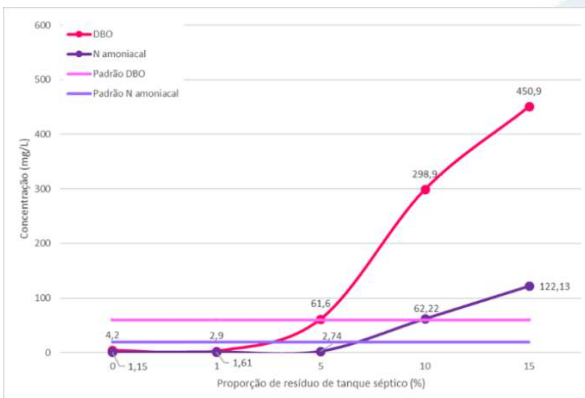
**Figura 2. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários B.**



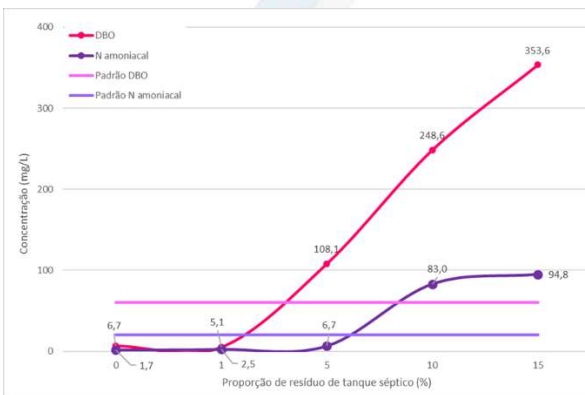
**Figura 3. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários C.**



**Figura 4. Resultado dos parâmetros DQO e sólidos suspensos totais para o Grupo de cenários D.**

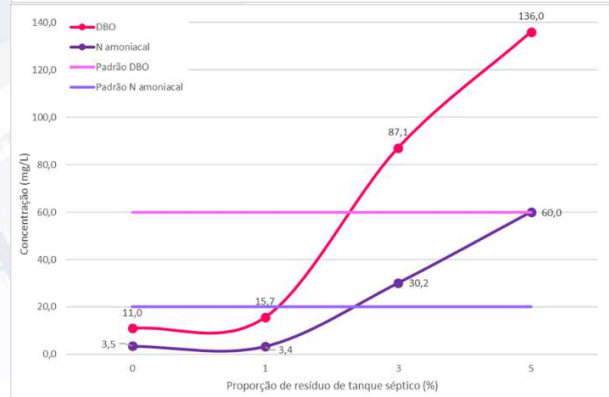
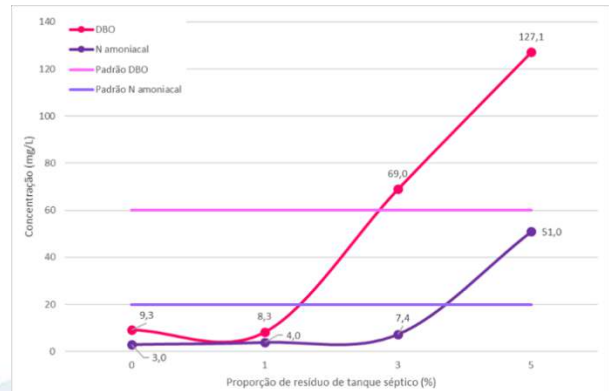


**Figura 5. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários A.**



**Figura 6. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários B.**

**Figura 7. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários C.**



**Figura 8. Resultado dos parâmetros DBO e nitrogênio amoniacal para o Grupo de cenários D.**

Em todas as simulações, verificou-se que o parâmetro que primeiro superou o padrão de lançamento estabelecido pela legislação ambiental foi sólidos suspensos totais.

Foi representado em um gráfico para cada grupo de cenários os pontos que relacionam o parâmetro sólidos suspensos totais no efluente final com as parcelas de resíduos de tanque séptico recebidas. Na Tabela 6 são apresentadas as relações entre as concentrações de sólidos suspensos totais e as vazões de resíduos de tanque séptico para cada grupo de cenários, assim como as equações resultantes das interpolações dos pontos e respectivos coeficientes de determinação (R<sup>2</sup>). Considera-se que (x) é a vazão de resíduo de tanque séptico em m<sup>3</sup>/h e (y) é a concentração de SST (mg/L).

**Tabela 6. Relação entre o parâmetro sólidos suspensos totais e as parcelas de resíduos de tanques sépticos.**

Grupo de cenários	Relação	R2
A	$y = 72.822 x - 256.28$	0.9694
B	$y = 47.691 x - 109.62$	0.9954
C	$y = 36.5 x - 60.1$	0.9944
D	$y = 35.153 x - 41.725$	0.9999

A partir de cada equação foi determinada a parcela máxima a ser co-tratada em cada grupo de cenários atendendo ao padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais (SST = 60 mg/L). Para o cenário em que a ETE opera com 25% de sua vazão de projeto, é possível receber até 2.4% (4.3 m<sup>3</sup>/h) de resíduo de tanque séptico em relação a capacidade da ETE. Neste caso, os parâmetros sólidos suspensos totais, DBO, DQO e amônia atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão ambiental.

Para o cenário B, com a ETE operando a 50% de sua vazão de projeto, é possível receber 3.6 m<sup>3</sup>/h de resíduo de tanque séptico. Já para os cenários C e D, torna-se possível receber 3.3 m<sup>3</sup>/h e 2.9 m<sup>3</sup>/h sem comprometer o padrão de lançamento para o parâmetro sólidos suspensos totais. Como apontado anteriormente, sólidos suspensos totais foi o parâmetro limitante para todas as simulações.

Observou-se que, à medida que as vazões de esgotos da ETE aproximam-se da vazão de projeto, diminui a proporção de resíduo de tanque séptico que ela poderá receber mantendo a qualidade do efluente final.

É possível aumentar o percentual de resíduos de tanque séptico que pode ser recebido na ETE através de seu pré-tratamento. Por exemplo, simulações demonstraram que o percentual pode ser duplicado se o resíduo tiver pré-tratamento com flotação por ar dissolvido, sem comprometer a qualidade do efluente final.

## 5-CONCLUSÕES

Pelos resultados deste estudo, o co-tratamento de resíduo de tanque séptico com esgoto doméstico mostra-se uma alternativa tecnicamente viável desde que respeitadas as proporções de resíduo recebidas. Desta forma, o co-tratamento poderia ser incorporado no planejamento dos sistemas, prevendo na concepção e no dimensionamento das ETEs o tratamento combinado de esgoto doméstico e resíduo de tanque séptico. Assim, poderiam ser atendidas áreas de municípios nas quais a implantação do sistema convencional de coleta de esgoto fosse inviável, além de pequenos municípios.

Uma alternativa para expandir o esgotamento sanitário nos pequenos municípios poderia ser o incentivo aos

sistemas compostos por tanques sépticos e unidades complementares, como filtros anaeróbios. Uma etapa fundamental desta alternativa envolveria a coleta do resíduo de tanque séptico e seu tratamento em ETEs maiores localizadas em outros municípios que tivessem folga operacional, inclusive uma folga planejada.

## 6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BENTO, A. P. (2000). *Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC*: Um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. Dissertação, Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL – SNSA. (2014). *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013*. Brasília, SNSA/MCIDADES.

DANGOL, B. (2013). *Faecal sludge characterization and co-treatment with municipal wastewater: process and modeling considerations*. Master of science, Institute for Water Education – IHE, Unesco, Delf.

EKAMA, G.A.; TAKÁCS, I. (2013). Modeling. In: JENKINS, D.; WANNER, J. (Ed.). *Activated sludge – 100 years and counting*. London, IWA, cap.14, pp.271-291.

GRADY, C. P. L. Jr.; DAIGGER, G. T.; LIM, H. C. (1999). *Biologic wastewater treatment*. 2. ed. rev. e aum., Nova York, Marcel Dekker Inc.

INGUNZA, M. D. P. D.; ANDRADE NETO, C. O. de; ARAÚJO, A. L. C.; SOUZA, M. A. A. de; MEDEIROS, S. A. de; BORGES, N. B.; HARTMANN, C. M. (2009). Caracterização física, química e microbiológica do lodo de fossa/tanque séptico. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). *Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final*. Rio de Janeiro, ABES, Prosab 5. cap. 3, pp. 41-75.

JORDÃO, E. P.; PÊSSOA, C. A. (2011). *Tratamento de esgotos domésticos*. 6. ed. Rio de Janeiro, ABES.

LEITE, B. Z.; INGUNZA, M. D. P.; ANDREOLI, C. V. (2006). Lodo de decanto-digestores. In: ANDREOLI, C. V. (Org.). *Biossólidos: alternativas de uso de resíduos do saneamento*. Rio de Janeiro, ABES, Prosab 4. cap. 10, pp. 361-398.



MAKINIA, J. (2010). *Mathematical modelling and computer simulation of activated sludge systems*. London, IWA Publishing.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. (2016). *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Tradução de Ivanildo Hespanhol e José Carlos Mierzwa. 5. ed., Porto Alegre, AMGH.

PARKIN, G. F.; MCCARTY, P. L. (1981). Sources of soluble organic nitrogen in active sludge effluents. *Journal WPCF*, **53**(1), 89-98.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; WOLF, J.; CORVALÁN, C.; BOS, R.; NEIRA, M. (2016). *Preventing diseases through healthy environments: a global assessment of the burden of disease from environmental risks*. Geneva, World Health Organization.

RIO GRANDE DO SUL. (2017). *Resolução Consema nº 355, de 13 de julho de 2017*. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

ROSSLER, W. H., PRETORIUS, W. A. (2001). A review of characterisation requirements for in-line prefermenters Paper 1: Wastewater characterisation. *Water SA*, **27**(3).

SIEGRIST, R. L. (2017). *Decentralized water reclamation engineering*. Cham, Switzerland, Springer.

STRANDE, L. (2014). The global situation. In: STRANDE, L.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. *Faecal sludge management: systems approach for implementation and operation*. Londres, IWA Publishing, cap. 1, pp.1-14.

TCHOBANOGLOUS, G; LEVERENZ, H. (2013). The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. In: LARSON, T.A.; UDERT, K.M; LIENERT, J. (Eds.) *Source separation and decentralization for wastewater management*. London, IWA Publishing, cap.8, pp. 101-115.

VANHOOREN, H., NGUYEN, K. (1996). *Development of a Simulation Protocol for Evaluation of Respirometry-Based Control Strategies Report*, [S.l.: s.n.].

