



Artigo Original

e-ISSN 2177-4560

DOI: 10.19180/2177-4560.v16n12022p89-111

Submetido em: 22 out. 2020

Aceito em: 29 dez. 2022

.....

Avaliação dos parâmetros físico-químicos e da eficiência operacional de estações de tratamento de esgoto na região das Baixadas Litorâneas, RJ

Evaluation of physical-chemical parameters and operational efficiency of sewage treatment plants in the Coastal Lowlands region, RJ

Evaluación de parámetros físico-químicos y eficiencia operativa de plantas de tratamiento de aguas residuales en la región de las Baixadas Litorâneas, RJ

Alexandre Mioth Soares  <https://orcid.org/0000-0002-4492-2440>

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro – RJ – Brasil.

E-mail: alexandre.soares@ifrj.edu.br

Tiago Gomes Barroso Carvalho  <https://orcid.org/0000-0002-6594-5123>

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense – RJ – Brasil.

E-mail: tiago.carvalho@iff.edu.br

Resumo: O desenvolvimento da região das Baixadas Litorâneas do Rio de Janeiro, e conseqüentemente de seu potencial turístico, dependem de uma rede de tratamento de esgotos ampla e eficaz. O presente estudo objetivou a avaliação dos parâmetros físico-químicos e das eficiências de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio e dos Sólidos Suspensos Totais de sete estações de tratamento em operação na região. Os parâmetros monitorados no estudo foram determinados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW). Dentre as estações analisadas, a estação de tratamento de esgoto de Armação dos Búzios foi a que apresentou melhor desempenho, pois atingiu as metas de acordo com a legislação em cinco dos oito parâmetros analisados. As estações de tratamento de esgotos de menor desempenho foram Praia do Siqueira e São Pedro da Aldeia, pois ficaram em conformidade com a legislação em somente três dos oito parâmetros estudados. Espera-se que esses resultados sirvam de base para adoção de melhorias contínuas nos processos de tratamento de esgotos nas estações analisadas.

Palavras-chave: Saneamento básico. Esgotos domésticos. Estações de tratamento de esgotos. Baixadas Litorâneas.

Abstract: The development of the Baixadas Litoraneas region of Rio de Janeiro, and consequently of its tourist potential, depend on a wide and effective sewage treatment. The present study aimed to evaluate the physical-chemical parameters and the removal efficiency of the Biochemical Oxygen Demand and Suspended Solids Total of seven treatment plants operating in the region. The parameters monitored in the study were determined by the *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW). Among the analyzed plants, the Armação dos Búzios sewage treatment plant was the one with the best performance, as it was in accordance with the legislation in five of the eight parameters analyzed. The lowest performing sewage treatment plants were Praia do Siqueira and São Pedro da Aldeia, as they were in compliance with the legislation in only three of the eight parameters studied. Finally, it is expected that these results will serve as a basis for adopting improvements in the sewage treatment processes in the treatment plants analyzed.

Keywords: Basic sanitation. Domestic sewage. Sewage treatment plants. Baixadas Litorâneas.

Resumen: El desarrollo de la región de Baixadas Litoraneas de Río de Janeiro, y en consecuencia de su potencial turístico, depende de una red de tratamiento de aguas residuales amplia y eficaz. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar los parámetros físico-químicos y la eficiencia de remoción de la Demanda Bioquímica de Oxígeno y Sólidos Totales en Suspensión de siete plantas de tratamiento que operan en la región. Los parámetros monitoreados en el estudio fueron determinados por *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW). Entre las plantas analizadas, la planta de tratamiento de aguas residuales de Armação dos Búzios fue la de mejor desempeño, ya que alcanzó las metas de acuerdo a la legislación en cinco de los ocho parámetros analizados. Las plantas de tratamiento de aguas residuales de menor rendimiento fueron Praia do Siqueira y São Pedro da Aldeia, ya que cumplían con la legislación en solo tres de los ocho parámetros estudiados. Se espera que estos resultados sirvan de base para la adopción de mejoras continuas en los procesos de tratamiento de aguas residuales en las estaciones analizadas.

Palabras clave: Saneamiento. Aguas residuales. Plantas de tratamiento. Baixadas Litorâneas.

1 Introdução

O conceito de saneamento básico, como vários outros, vem sendo socialmente construído ao longo da história da humanidade, em função das condições materiais e sociais de cada época, do avanço do conhecimento e da sua apropriação pela população (MORAES e BORJA, 2014). O saneamento é caracterizado pelo conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de: abastecimento de água potável; esgotamento sanitário; limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos; drenagem e manejo das águas pluviais e limpeza e fiscalização preventiva das respectivas redes urbanas (BRASIL, 2007). Em relação aos esgotos sanitários, o primeiro sistema que se tem notícia, conhecido como cloaca máxima, data do século VI a. C. na Roma Antiga, cujo canal recebia a contribuição da parcela do esgoto sanitário, das águas pluviais e dos resíduos sólidos produzidos (ROSA et al., 2011). De acordo com Jordão e Pessoa (1975), o termo esgoto já foi amplamente utilizado para definir tanto a tubulação condutora das águas servidas de uma comunidade, como também o próprio líquido que flui por estas canalizações. No que diz respeito à origem, Aisse (2000) afirma que os esgotos podem ser classificados em: sanitário, comum ou doméstico, provenientes das atividades domésticas; industrial, provenientes das atividades industriais; e pluvial, decorrente da coleta da precipitação atmosférica e da lavagem das ruas.

De acordo com Braga et al. (2005), é comum classificar as instalações de tratamento em função do grau de redução dos sólidos em suspensão e da chamada demanda bioquímica de oxigênio (DBO) proveniente da eficiência de uma ou mais unidades de tratamento. Para Dacach (1991), o tratamento dos esgotos processa-se por meio de fenômenos físicos, químicos e biológicos, sendo, o tratamento, classificado em: preliminar, primário, secundário e terciário. Conforme Ucker et al. (2010), o tratamento preliminar tem por finalidade a remoção dos sólidos grosseiros e dos sólidos finos que são conduzidos pela rede coletora. O tratamento primário quimicamente assistido, por sua vez, se baseia no emprego de produtos químicos com o objetivo de melhorar o desempenho das unidades primárias de sedimentação (FIGUEIREDO, 2009). Os tratamentos secundários ou biológicos, por outro lado, são os mais utilizados uma vez que podem ser aplicados à maioria dos efluentes gerados, sejam eles de origem doméstica ou industrial, permitindo o tratamento de grandes volumes de efluentes, transformando compostos tóxicos em CO₂ e H₂O com custos relativamente baixos (CORDI et al., 2008). Por fim, o tratamento terciário se destina à remoção de substâncias recalcitrantes,

nutrientes e organismos patogênicos (SILVA et al., 2017). Sistemas de desinfecção também são amplamente utilizados a fim de se eliminar o lançamento de microrganismos patogênicos nos corpos receptores.

No Brasil, e em grande parte dos países em desenvolvimento, a coleta e o tratamento de esgotos sanitários continua sendo um dos mais complexos problemas de infraestrutura. No caso brasileiro, enquanto a região Sudeste coletou 79,2% dos seus esgotos no total e 83,7% na zona urbana em 2018, a região Norte coletou 10,5% no total e 13,3% na zona urbana no mesmo período (SNIS, 2018). Devido a este cenário, uma das alternativas que o poder público encontrou para a melhoria dos serviços de saneamento foi a sua concessão à iniciativa privada. A opção privada na gestão de sistemas de saneamento fazia parte de um processo amplo de reforma do Estado em que temas como a desestatização, a modernização do setor público e a desregulamentação passaram a fazer parte da ordem do dia (SANCHEZ, 2001). Segundo Mello (2005), as primeiras iniciativas de privatização no saneamento foram implementadas com uma enorme indefinição no ambiente regulatório, pois uma vez que o saneamento é uma questão de interesse local, os governos municipais têm a obrigação de prestar o serviço e o direito de conceder, mas não há clareza das responsabilidades envolvidas nas regiões metropolitanas que abrangem mais de um município. Dentre as regiões do Estado do Rio de Janeiro que experimentaram um processo de privatização dos serviços de saneamento, a região das Baixadas Litorâneas apresenta um papel de destaque.

O processo de privatização dos serviços de saneamento básico na Região dos Lagos foi iniciado em 1996, quando os poderes do Estado e dos municípios consideraram que o alto potencial de rentabilidade econômica da região vinha tendo o seu desenvolvimento prejudicado pela falta de investimentos, com irregularidades no abastecimento de água potável e a precariedade do sistema de esgotamento sanitário (AGENERSA, 2020). Em 1998, assumiram os serviços de água e esgoto na região as empresas Águas de Juturnaíba e Prolagos, tendo a primeira como área de concessão os municípios de Silva Jardim, Saquarema e Araruama; a Prolagos, os municípios de Armação dos Búzios, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia, Arraial do Cabo e Cabo Frio (PEREIRA, 2007). Atualmente, nas áreas de cobertura das concessionárias Prolagos e Águas de Juturnaíba, estão instaladas 13 estações de tratamento de esgotos, sendo sete na área da Prolagos e outras seis na área da Águas de Juturnaíba. Estão dentro da área de cobertura da Prolagos as estações de tratamento de esgotos de Cabo Frio (Praia do Siqueira e Jardim Esperança), Armação dos Búzios, São Pedro da Aldeia, Iguaba Grande e Arraial do Cabo (Centro e Monte Alto). No segundo caso, encontram-se em operação as estações de tratamento de esgotos de Saquarema (1º Distrito, Bacaxá e Itaúna), Silva Jardim (Caju e Cambucaes) e Araruama (Ponta dos Leites).

Considerando que o tratamento de esgotos é de suma importância para o desenvolvimento da região, uma vez que essa depende quase que exclusivamente do turismo como fonte de trabalho e renda para a população, devido às suas belezas naturais, o presente estudo objetivou a avaliação dos parâmetros físico-químicos e das eficiências de remoção de Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e resíduos não filtráveis totais (RNFT) de sete estações de tratamento de esgotos em operação na região: Armação dos Búzios, Arraial

do Cabo I (1º Distrito), Arraial do Cabo II (Monte Alto), Cabo Frio I (Praia do Siqueira), Cabo Frio II (Jardim Esperança), Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia.

2 Material e Método

2.1 Área de Estudo

O Estado do Rio de Janeiro caracteriza-se por apresentar enorme diversidade de situações topográficas e climáticas, bem como grande variedade de condições histórico-culturais (RIBEIRO, 2003). Dentre as regiões que compõem o Estado do Rio de Janeiro, a região das Baixadas Litorâneas apresenta um papel de destaque. Essa região apresentava, até a década de 1960, atividades econômicas relacionadas à exploração do sal, à produção de laranja, à pesca e à criação de gado (CEPERJ, 2020). Esta região experimentou, nos anos 2000, um crescente processo de urbanização, no qual as atividades turísticas e de veraneio apresentaram um importante papel para o desenvolvimento dos municípios (PINTO et al., 2011). A região das Baixadas Litorâneas limita-se a norte com a região Serrana e a região Norte fluminense, a leste e a sul com o Oceano Atlântico e a oeste com a região Metropolitana do Rio de Janeiro. Atualmente, é composta por duas microrregiões: Região dos Lagos, que abriga os municípios de Araruama, Armação dos Búzios, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Iguaba Grande, São Pedro da Aldeia e Saquarema; e Região da Bacia do São João, que abriga os municípios de Casimiro de Abreu, Rio das Ostras e Silva Jardim (PRODERJ, 2019) (fig.1).

Figura 1. Mapa de localização da Região das Baixadas Litorâneas, RJ.



Fonte: Raphael Lorenzeto de Abreu (2006) / CEPERJ (2019) (com adaptações).

2.2 Parâmetros de Controle

Foram monitorados quatro parâmetros de controle afluentes e oito parâmetros de controle efluentes das estações de tratamento de esgotos de Armação dos Búzios, Arraial do Cabo I (1° Distrito), Arraial do Cabo II (Monte Alto), Cabo Frio I (Praia do Siqueira), Cabo Frio II (Jardim Esperança), Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia. Os parâmetros de controle afluente foram: vazão afluente, cloretos totais afluentes, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) afluente e Resíduos Não Filtráveis Totais (RFNT) afluentes. Os parâmetros efluentes monitorados foram: pH, resíduos sedimentáveis, DBO, RNFT, óleos e graxas, substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total efluente. Os parâmetros monitorados no presente estudo foram determinados com base nos métodos de determinação do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW) (BAIRD et al., 2017).

No presente estudo, as estações de tratamento de Armação dos Búzios, Praia do Siqueira, Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia foram monitoradas de janeiro de 2015 a dezembro de 2018 (48 períodos amostrais). No caso das ETEs de Arraial do Cabo (1° Distrito e Monte Alto), os parâmetros estudados foram monitorados de julho de 2016 a dezembro de 2018 (30 períodos amostrais). Por fim, na ETE de Jardim Esperança, as variáveis analisadas foram amostradas de janeiro de 2016 a dezembro de 2018 (36 períodos).

2.3 Descrição das Estações de Tratamento de Esgotos

A estação de tratamento de esgotos de Armação dos Búzios (22° 46' 39" S; 41° 56' 32" W) apresentava até 21 de dezembro de 2017 uma capacidade de tratamento de, no máximo, 130 L/s, sendo 43 L/s por meio de tratamento biológico e o restante por meio de tratamento primário quimicamente assistido com adição de cloreto férrico. A partir dessa data, a ETE passou a operar por meio de tratamento terciário com remoção de nutrientes. Além disso, sua vazão foi ampliada de 130 L/s para 200 L/s.

No município de Arraial do Cabo existem duas estações de tratamento de esgotos. Na ETE do 1° Distrito (22° 57' 56" S; 42° 01' 54" W), o sistema de tratamento é o secundário por meio de lodos ativados, há um adensador e um equipamento para desidratação. Essa ETE é composta por gradeamento, desarenador, tanque de aeração, decantador secundário e desinfecção por radiação ultravioleta, porém, não existem informações na literatura sobre a vazão de projeto dessa unidade. Na ETE de Monte Alto (22° 56' 39" S; 42° 09' 02" W), a tecnologia empregada é o tratamento secundário por meio de lodos ativados com capacidade de tratamento de até 15 L/s.

Os afluentes sanitários da cidade de Cabo Frio são conduzidos a duas estações de tratamento de esgotos: uma na Praia do Siqueira (22° 53' 06" S; 42° 03' 10" W) e outra no bairro do Jardim Esperança (22° 49' 14" S; 42° 01' 28" W). A ETE da Praia do Siqueira tem capacidade de tratar até 400 L/s através do processo de tratamento primário quimicamente assistido, com desinfecção do efluente tratado. Já a do Jardim Esperança é composta por duas lagoas de aeração e duas lagoas de decantação e apresenta tratamento do tipo secundário e uma capacidade de tratamento de até 160 L/s.

A estação de tratamento de esgotos de Iguaba Grande (22° 50' 59" S; 42° 14' 25" W) apresenta duas unidades de gradeamento, desarenador, calha *Parshall*, estação elevatória, reator biológico, decantador secundário, desinfecção e lançamento do efluente no corpo receptor. O lodo desidratado é conduzido ao aterro sanitário de Dois Arcos, localizado em São Pedro da Aldeia. A ETE Iguaba entrou em operação em 2007, apresenta nível de tratamento terciário com remoção de nutrientes e capacidade de tratamento de até 75 L/s.

A ETE de São Pedro da Aldeia (22° 49' 36" S; 42° 07' 31" W) apresenta a mesma sequência de tratamento da ETE Iguaba Grande: duas unidades de gradeamento, desarenador, calha *Parshall*, estação elevatória, reator biológico, decantador secundário, desinfecção e lançamento do efluente no corpo receptor. A ETE entrou em operação em 2004 e apresenta nível de tratamento terciário com remoção de nutrientes e capacidade de tratamento de até 160 L/s.

2.4 Eficiências de Remoção

A eficiência de remoção da Demanda Bioquímica de Oxigênio DBO foi determinada pela equação (1):

$$E(DBO_5) = \frac{DBO_{5a} - DBO_{5e}}{DBO_{5a}} \times 100 \quad (1)$$

Onde: $E(DBO_5)$ = eficiência de remoção da demanda bioquímica de oxigênio;

DBO_{5a} = demanda bioquímica de oxigênio afluente (esgoto bruto);

DBO_{5e} = demanda bioquímica de oxigênio efluente (esgoto tratado)

A eficiência de remoção dos resíduos não filtráveis totais (RNFT), por sua vez, foi determinada pela equação (2):

$$E(RNFT) = \frac{RNFT_a - RNFT_e}{RNFT_a} \times 100 \quad (2)$$

Onde: $E(RNFT)$ = eficiência remoção de resíduos não filtráveis totais;

$RNFT_a$ = concentração de resíduos não filtráveis totais afluente (esgoto bruto);

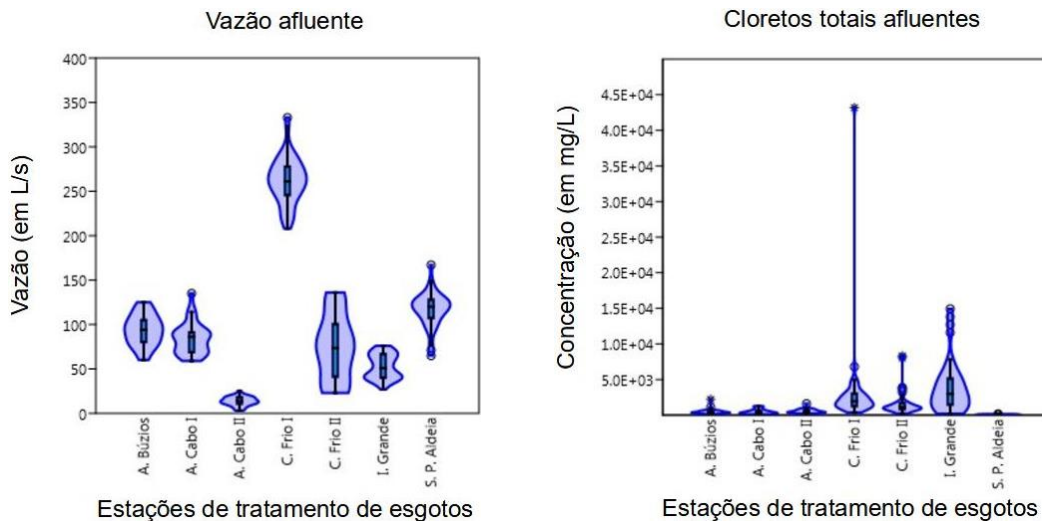
$RNFT_e$ = concentração de resíduos não filtráveis totais efluente (esgoto tratado)

3 Resultados

A ETE Búzios apresentou vazão afluente variando de 60 a 125 L/s. A vazão afluente da ETE Arraial I (1° Distrito) permaneceu entre 59 e 135 L/s. Na ETE Arraial II (Monte Alto), essa variável permaneceu entre 3 e 25 L/s. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), esse parâmetro esteve entre 208 e 333 L/s. Na ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), a vazão afluente permaneceu entre 20 e 136 L/s. Na ETE Iguaba, essa variável permaneceu entre 27 e 76 L/s. Na ETE São Pedro da Aldeia, esse parâmetro esteve entre 65 e 167 L/s. Quanto aos cloretos totais afluentes, na ETE Búzios, a concentração permaneceu entre 109 e 2.215 mg/L. Na ETE Arraial I (1° Distrito), essa variável permaneceu entre 100 e 1.265 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte

Alto), esse parâmetro permaneceu entre 200 e 1.599 mg/L. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), a concentração de cloretos totais afluentes esteve entre 360 e 43.192 mg/L. Em relação à ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), a concentração de cloretos totais afluentes permaneceu entre 220 e 8.325 mg/L. No que diz respeito à ETE Iguaba Grande, essa concentração esteve entre 195 e 14.929 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro da Aldeia, essa variável esteve entre 156 a 799 mg/L (fig. 2).

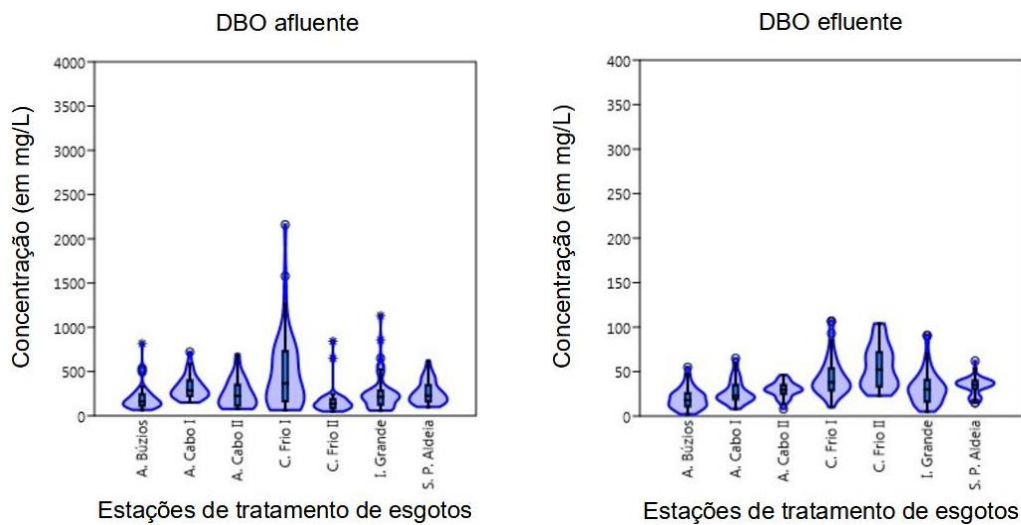
Figura 2. Vazão e cloretos totais afluentes das sete estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

Na ETE Búzios, a DBO afluente permaneceu entre 66 e 818 mg/L, enquanto que a efluente esteve entre 2 e 55 mg/L. No caso da ETE Arraial do Cabo I (Centro), a DBO afluente ficou entre 150 e 721 mg/L, enquanto a efluente variou de 8 a 65 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte Alto), a DBO afluente esteve entre 77 e 692 mg/L, enquanto a efluente variou de 8 a 46 mg/L. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), a DBO afluente esteve entre 63 e 2.160 mg/L, enquanto que a efluente sofreu uma variação de 10 a 107 mg/L. Na ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), a DBO afluente esteve entre 48 e 843 mg/L, enquanto a efluente variou de 23 a 104 mg/L. Na ETE Iguaba, a DBO afluente sofreu uma variação de 58 a 1.133 mg/L, enquanto a efluente permaneceu entre 5 e 91 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro, a DBO afluente esteve entre 99 e 618 mg/L, enquanto a efluente sofreu uma variação de 15 a 62 mg/L (fig. 3).

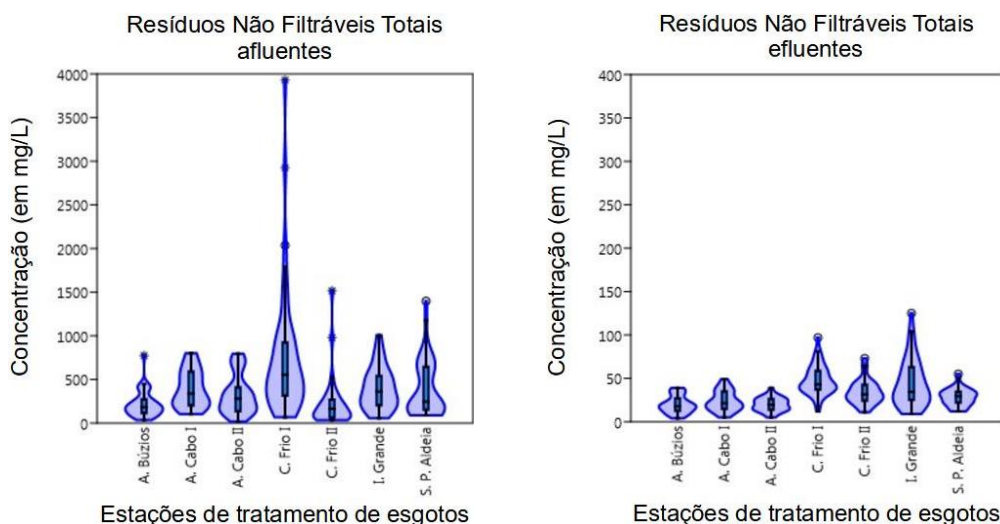
Figura 3. Demandas Bioquímicas de Oxigênio das sete estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

Na ETE Búzios, os RNFT afluentes permaneceram entre 36 e 775 mg/L, enquanto os efluentes estiveram entre 4 e 39 mg/L. No caso da ETE Arraial do Cabo I (1° Distrito), os RNFT afluentes permaneceram entre 103 e 801 mg/L, enquanto os efluentes sofreram uma variação de 5 a 49 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte alto), os RNFT afluentes permaneceram entre 17 e 794 mg/L, enquanto os efluentes ficaram entre 5 e 39 mg/L. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), os RNFT afluentes ficaram entre 67 e 3.930 mg/L, enquanto os efluentes sofreram uma variação de 12 a 97 mg/L. No caso da ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), os RNFT afluentes estiveram entre 33 e 1.516 mg/L, enquanto que os efluentes permaneceram entre 11 e 73 mg/L. Na ETE Iguaba, os RNFT afluentes ficaram entre 58 e 1.133 mg/L, enquanto os efluentes sofreram uma variação de 9 a 125 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro, os RNFT estiveram entre 99 e 618 mg/L, enquanto os efluentes ficaram entre 12 e 55 mg/L (fig. 4).

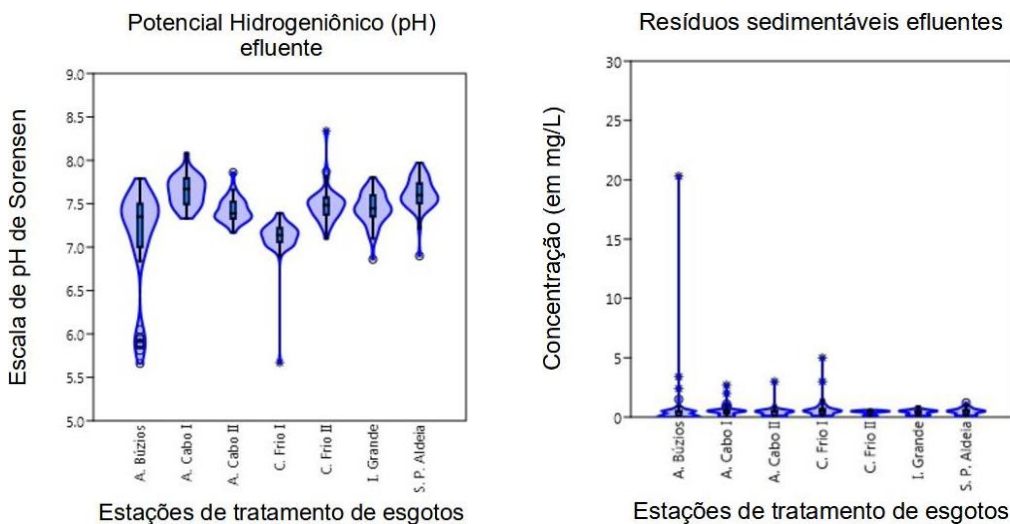
Figura 4. Resíduos Não Filtráveis Totais das sete estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

Na ETE Búzios, o pH efluente permaneceu entre 5,66 e 7,79. No caso da ETE Arraial do Cabo I (1° Distrito), esse parâmetro permaneceu entre 7,33 e 8,08. Na ETE Arraial II (Monte Alto), essa variável permaneceu entre 7,17 e 7,86. No caso da ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), o pH efluente esteve entre 5,67 e 7,39. Na ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), esse parâmetro sofreu uma variação de 7,10 a 8,34. Na ETE Iguaba, essa variável permaneceu entre 6,86 e 7,80. E, finalmente, na ETE São Pedro, o pH efluente permaneceu entre 6,90 e 7,97. Em relação aos Resíduos Sedimentáveis efluentes, esse parâmetro permaneceu entre 0,0 e 20,3 mg/L na ETE Búzios. Na ETE Arraial I (1° Distrito), os RS efluentes estiveram entre 0,0 e 2,7 mg/L. Na ETE Arraial II (Monte Alto), essa variável ficou entre 0,1 e 3,0 mg/L. No caso da Cabo Frio I (Praia do Siqueira), os RS efluentes sofreram uma variação de 0,1 a 5,0 mg/L. Na ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), esse parâmetro ficou compreendido entre 0,1 e 0,6 mg/L. Na ETE Iguaba, os RS efluentes estiveram entre 0,1 e 0,9 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro, essa variável ficou entre 0,1 e 1,2 mg/L (fig. 5).

Figura 5. pH e Resíduos Sedimentáveis efluentes das sete estações de tratamento da área da Prolagos.

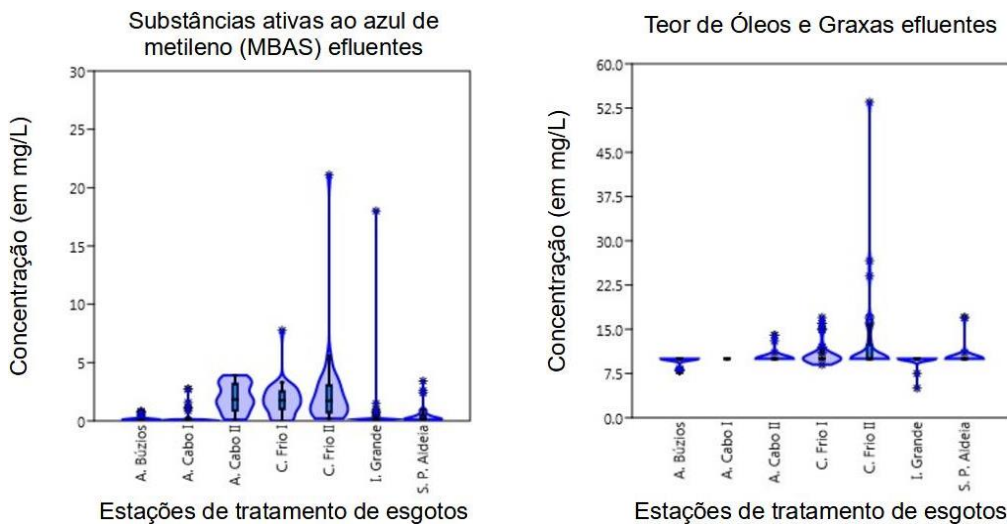


Fonte: Autores (2020).

A ETE Búzios apresentou concentração efluente de substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS) variando de 0,02 a 0,83 mg/L. Na ETE Arraial I (1° Distrito), a concentração efluente de MBAS permaneceu entre 0,10 e 2,75 mg/L. Na ETE Arraial II (Monte Alto), a concentração efluente dessa variável esteve entre 0,10 e 3,90 mg/L. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), a concentração efluente de MBAS esteve entre 0,00 e 7,75 mg/L. A ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança) apresentou concentração efluente de MBAS compreendida entre 0,20 e 21,08 mg/L. Na ETE Iguaba, a concentração efluente de MBAS sofreu uma variação de 0,05 a 18,00 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro, encontrou-se uma concentração efluente de MBAS compreendida entre 0,10 e 3,42 mg/L. A ETE Búzios apresentou uma concentração de óleos e graxas efluente compreendida entre 8,0 a 10,0 mg/L. Na ETE Arraial I (1° Distrito), essa concentração permaneceu constante

durante todo o período (10,0 mg/L). A ETE Arraial II (Monte Alto) apresentou concentração de óleos e graxas efluente compreendida entre 10,0 e 14,0 mg/L. Na ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira), a concentração desse parâmetro ficou entre 9,0 e 17,0 mg/L. Na ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança), a concentração dessa variável permaneceu entre 10,0 e 53,5 mg/L. A ETE Iguaba apresentou concentração de óleos e graxas efluente compreendida entre 5,0 e 10,0 mg/L. Por fim, na ETE São Pedro, a concentração de óleos e graxas efluente permaneceu entre 10,0 e 17,0 mg/L (fig. 6).

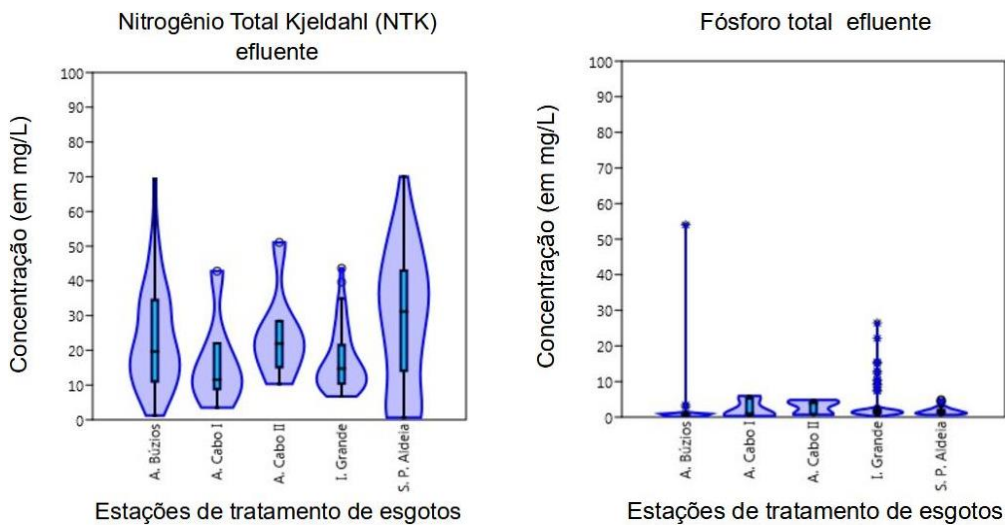
Figura 6. MBAS e teor de óleos e graxas efluentes das sete estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

Na ETE Búzios, a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) efluente permaneceu entre 1,20 e 69,40 mg/L, enquanto a de fósforo total efluente ficou entre 0,09 e 54,00 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo I (1º Distrito), a concentração de NTK efluente ficou compreendida entre 3,50 e 42,81 mg/L, enquanto a de fósforo total efluente permaneceu entre 0,26 e 5,92 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte Alto), a concentração de NTK efluente ficou compreendida entre 10,30 e 51,08 mg/L, enquanto a de fósforo total efluente sofreu uma variação de 0,67 a 4,81 mg/L. Não houve monitoramento das concentrações de NTK e fósforo totais efluentes nas ETEs Cabo Frio I e II (Praia do Siqueira e do Jardim Esperança). Na ETE Iguaba, as concentrações de NTK e fósforo totais variaram de 6,72 a 43,43 mg/L e de 0,28 a 2,96 mg/L, respectivamente. Por fim, na ETE São Pedro, a concentração de NTK efluente esteve entre 8,90 e 70,00 mg/L, enquanto a de fósforo total efluente sofreu uma variação de 0,63 a 4,82 mg/L (fig. 7).

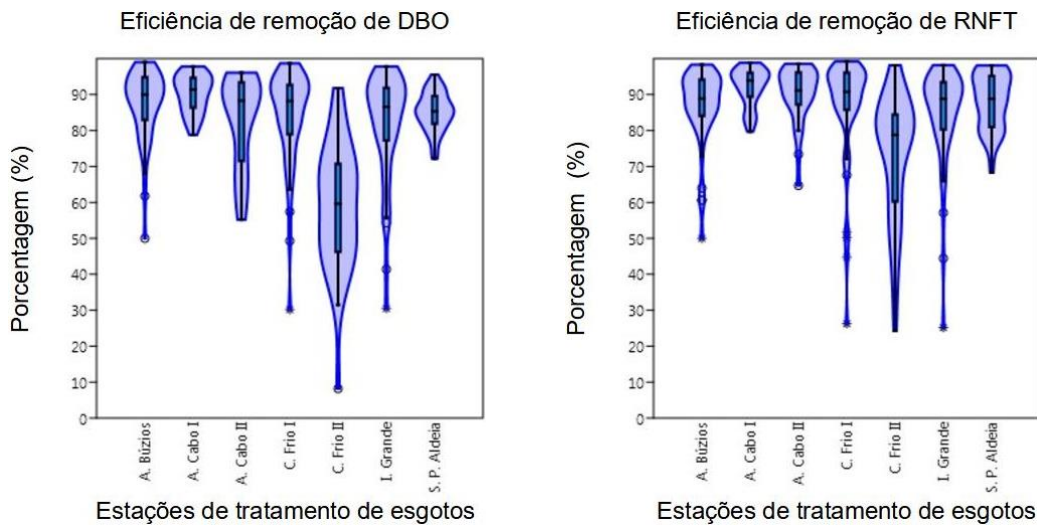
Figura 7. Nitrogênio Total Kjeldahl e Fósforo Total efluentes de cinco estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

A eficiência de remoção de DBO na ETE Búzios permaneceu entre 50% e 99,02%, enquanto a eficiência de remoção de RNFT variou de 50% a 98,33%. A ETE Arraial I (1º Distrito) apresentou eficiência de remoção de DBO compreendida entre 78,80% e 97,78% e de RNFT compreendida entre 79,69% e 98,81%. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte Alto), as eficiências de remoção de DBO e RNFT variaram de 55,17% a 96,10% e de 64,71% a 98,57%, respectivamente. A ETE Cabo Frio I (Praia do Siqueira) apresentou eficiência de remoção de DBO compreendida entre 30,16% e 98,66%, enquanto a de RNFT ficou entre 26,25% e 99,19%. A ETE Cabo Frio II (Jardim Esperança) parece ser o local onde ocorreu a maior amplitude quanto às eficiências de remoção de DBO e RNFT. A eficiência de remoção de DBO nessa unidade variou de 8,20% a 91,81%, enquanto a eficiência de remoção de RNFT ficou entre 24,24% e 98,15%. Na ETE Iguaba, a eficiência de remoção de DBO ficou entre 30,49% e 97,84%, enquanto a de RNFT permaneceu entre 25,18% e 98,16%. Na ETE São Pedro da Aldeia, as eficiências de remoção de DBO e RNFT variaram de 72,22% a 95,50% e de 68,32% e 98,05%, respectivamente (fig. 8).

Figura 8. Eficiência de remoção de DBO e RNFT das sete estações de tratamento da área da Prolagos.



Fonte: Autores (2020).

4 Discussões

A legislação ambiental para o lançamento de efluentes líquidos e para a qualidade das águas de corpos receptores é inquestionavelmente um essencial instrumento norteador das estratégias de controle da poluição, tanto a nível do poluidor, quanto dos órgãos ambientais (VON SPERLING, 1998). No Brasil, o primeiro instrumento a tratar da questão das águas foi o Código das Águas (BRASIL, 1934), porém, esse dispositivo legal não era restrito somente à questão ambiental, pois também previa o uso das águas para fins energéticos, como a regulamentação da indústria hidroelétrica. De acordo com Verol e Volschan-Júnior (2007), até a década de 70, um grande vazio de caráter institucional e legal no país ocorreu em relação à gestão da água. Esse vazio institucional em relação às águas foi parcialmente sanado no Brasil com a criação da Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) em janeiro de 1997 (BRASIL, 1997). Em março de 2005, foi publicado um dos mais expressivos dispositivos legais que contribuíram para a gestão das águas no país, a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). Mais especificamente sobre a questão dos padrões e condições de lançamento de esgotos em corpos receptores, destaca-se a Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011, do presente conselho (CONAMA, 2011). No caso do Estado do Rio de Janeiro, em particular, destacam-se a Norma Técnica NT-202.R-10, que estabelece critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos em corpos receptores, e a Diretriz DZ-215.R-4, que dá orientações sobre o controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária (FEEMA, 1986; 2007). Os parâmetros efluentes do presente estudo (DBO, RNFT, pH, Resíduos Sedimentáveis, MBAS, óleos e graxas, nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total) foram comparados com os

critérios e padrões estabelecidos pela Resolução n° 430/2011 do CONAMA ou pelos dispositivos legais de proteção aos corpos receptores da extinta FEEMA, atual (INEA) (Norma Técnica NT-202.R-10 e Diretriz DZ-215.R).

De acordo com um estudo realizado por Tsutya e Bueno (2005), apud Ribeiro e Peixoto (2018), em períodos de chuva, o aumento da vazão das redes de esgotamento pode chegar a 283% em relação à vazão máxima em período seco. Campos et al. (2009) afirmam, por sua vez, que o excesso de vazão nos períodos chuvosos ocasiona frequentemente os extravasamentos, onde o excedente de vazão é direcionado aos corpos receptores sem nenhum tratamento. Segundo Reda et al. (2005), esses excedentes se devem, em parte, a ligações clandestinas de sistemas de coleta pluvial aos de coleta de esgoto e, em parte, às invasões para dentro da rede de esgoto de águas pluviais previamente infiltradas no solo ou das que escapam de descontinuidades nos próprios coletores pluviais. Em conformidade com Paiva et al. (2018), o lançamento de água de chuva na rede coletora de esgoto pode trazer problemas na infraestrutura da rede sanitária cujo prejuízo pode ser traduzido no desgaste prematuro dos componentes do sistema. Na ETE Búzios, a vazão afluyente jamais excedeu a de projeto durante o período estudado. Na ETE Arraial I (1° Distrito), não foi possível determinar se a vazão afluyente foi ou não superior à de projeto, uma vez que não foram encontrados na literatura dados sobre a sua vazão de projeto. Na ETE Arraial II, a vazão afluyente foi superior a vazão de projeto em 10 dos 30 períodos amostrados. A ETE Praia do Siqueira também não apresentou vazão afluyente excedente à vazão de projeto durante todo o período. O mesmo fenômeno também foi registrado na ETE do Jardim Esperança. Nas ETES Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia, a vazão afluyente excedeu a de projeto somente duas e uma vez durante o período, respectivamente. As ETES que tiveram maior eficiência nesse parâmetro foram as de Búzios, Praia do Siqueira e Jardim Esperança. A ETE que teve menor eficiência foi a ETE Monte Alto.

Nas regiões litorâneas, pode ocorrer uma contribuição maior de cloretos nas redes coletoras em função da alternância de períodos de marés, o que pode influenciar no processo de corrosão das estruturas de tratamento de efluentes. Além disso, apesar de não ter sido encontrado na literatura informações sobre valores máximos de cloretos totais para segurança dos sistemas de tratamento de esgotos, segundo operadores das ETES (comunicação pessoal), valores acima de 2.000 mg/L podem acarretar problemas operacionais no tratamento secundário, como a morte de microrganismos presentes nos tanques de aeração. Através de estudo sobre avaliação do sistema de tratamento de esgoto em Bonito/MS, Ide et al. (1997) identificaram concentração de cloretos totais no esgoto bruto igual a 83,1 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de cloretos totais afluentes permaneceu entre 109 e 2.215 mg/L. Na ETE Arraial I (Centro), esse parâmetro esteve entre 100 e 1.265 mg/L. Na ETE Monte Alto, essa variável ficou compreendida entre 200 e 1.599 mg/L. A ETE Praia do Siqueira apresentou uma grande variação na concentração de cloretos totais afluentes, de 360 a 43.192 mg/L. Na ETE Jardim Esperança, essa variação foi de 220 a 8.325 mg/L. Por fim, em Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia, as concentrações de cloretos totais efluentes permaneceram entre 195 e 14.929 mg/L e entre 156 e 799 mg/L, respectivamente. Somente as ETES Arraial (Centro), Monte Alto e São Pedro apresentaram concentrações de

cloretos totais afluentes inferiores a 2.000 mg/L durante todo o período. Quando comparadas com o sistema de tratamento de Bonito/MS, as estações litorâneas apresentaram concentrações de cloretos totais afluentes muito maiores, o que corrobora a hipótese de que a proximidade com litoral facilita o aporte de água salgada para o interior das redes coletoras.

Por meio de avaliação da ETE Caçote, Silva et al. (2005) identificaram valores de DBO₅ em torno de 80 mg/L na entrada e de 15 mg/L na saída da ETE. A tecnologia empregada na ETE Caçote na época do estudo foi a de lodos ativados com aeração prolongada. Em pesquisa sobre correlação entre DBO e DQO para o município de Cascavel, Hermes et al. (2009) identificaram uma concentração efluente mínima e máxima de DBO igual a 24,3 e 93,3 mg/L, respectivamente. Nesse caso, o tratamento foi realizado por meio de Reatores Anaeróbios de Lodo Fluidizado (RALF). Em estudo sobre avaliação comparativa de seis tecnologias de tratamento de esgoto, Oliveira e Von Sperling (2005a) identificaram uma variação na concentração média de DBO efluente de 35 a 272 mg/L. No estudo conduzido por esses autores, as tecnologias analisadas foram: fossa séptica/filtro anaeróbio, lagoa facultativa, lagoa anaeróbica e lagoa facultativa, lodos ativados, reator UASB e, finalmente, reator UASB e pós-tratamento. Através de pesquisa sobre caracterização dos efluentes das estações de tratamento em Santa Catarina, Trevisan et al. (2016) verificaram uma concentração média de DBO efluente de 52,87 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de DBO efluente permaneceu entre 2 e 55 mg/L. Na ETE Arraial I (1º Distrito), esse parâmetro esteve entre 8 e 65 mg/L. Em Monte Alto, essa variável esteve entre 8 e 46 mg/L. Na Praia do Siqueira, a concentração de DBO efluente ficou entre 10 e 107 mg/L, enquanto que no Jardim Esperança, esse parâmetro permaneceu entre 23 e 104 mg/L. Nas ETEs Iguaba e São Pedro, as concentrações de DBO efluente ficaram entre 9 e 51 mg/L e 15 e 62 mg/L, respectivamente. Com base nessas informações, é possível afirmar que todas as ETEs estão de acordo com a seção III (art. 21, alínea d) da Resolução nº 430/2011 (CONAMA, 2011) quanto ao lançamento de DBO₅ no corpo receptor.

De acordo com a Diretriz DZ-215.R-4 da extinta Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente, atual Instituto Estadual do Ambiente (INEA), Resíduos Não Filtráveis Totais (RNFT) é a quantidade de sólidos que fica retida no meio filtrante quando se submete um volume conhecido de amostra à filtração (FEEMA, 2007). Em estudo sobre monitoramento e avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma ETE, Rocha et al. (2016) identificaram uma concentração de RNFT efluentes sempre inferior a 30 mg/L na saída final da ETE, exceto na coleta 7, quando esse parâmetro foi exatamente igual a 30 mg/L, e na coleta 9, quando essa variável permaneceu entre 30 e 35 mg/L. Por meio de estudo sobre caracterização dos efluentes de ETEs do Estado de Santa Catarina, Trevisan et al. (2016), já citados neste artigo, observaram uma concentração média de RNFT efluentes de 87,19 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de RNFT efluentes permaneceu entre 4 e 39 mg/L. Na ETE Arraial I (1º Distrito), esse parâmetro permaneceu entre 5 e 49 mg/L. Na ETE Arraial do Cabo II (Monte Alto), a concentração de RNFT efluentes ficou compreendida entre 5 e 39 mg/L. Na ETE Praia do Siqueira, a concentração dessa variável esteve entre 12 e 97 mg/L. Na do Jardim Esperança, os RNFT efluentes permaneceram entre 11 e 73 mg/L. Finalmente, nas ETEs Iguaba e São Pedro,

as concentrações de RNFT efluentes estiveram entre 9 e 125 mg/L e 12 e 55 mg/L, respectivamente. Considerando essas informações, é possível afirmar que somente as ETEs Búzios e Monte Alto conseguiram atender aos padrões de lançamento da tabela 8 da Diretriz DZ-215.R-4 da extinta FEEMA, atual INEA, quando utilizada a concentração máxima mais restritiva (40 mg/L), ou seja, quando a carga orgânica bruta do sistema for maior que 80 kg DBO/dia (FEEMA, 2007).

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2005). Segundo Braga et al. (2005), os sistemas biológicos são bastante sensíveis ao valor do pH, sendo que, usualmente, o meio deve ter pH entre 6,5 e 8,5 para que os organismos não sofram grandes alterações. Nesse sentido, é fundamental que o pH de estações de tratamento seja controlado a fim de que não haja danos nos microrganismos presentes nos tratamentos biológicos. Por meio de caracterização dos efluentes de ETEs em Santa Catarina, Trevisan et al. (2016) identificaram uma média de pH efluente igual a 7,13. Em estudo sobre avaliação da eficiência da ETE Valinhos, Lima et al. (2016) verificaram uma média de pH no esgoto tratado igual a 7,3. Através de estudo realizado na ETE Alegria, Teresina/PI, Pires et al. (2015) também verificaram uma média de pH efluente igual a 7,3. A ETE Búzios apresentou pH efluente variando de 5,66 a 7,79. Na ETE Arraial I (1º Distrito), o pH efluente permaneceu entre 7,33 e 8,08. A ETE Monte Alto, por sua vez, apresentou pH efluente variando de 7,17 a 7,86. Na ETE Praia do Siqueira, esse parâmetro variou de 5,67 a 7,39. A ETE Jardim Esperança apresentou pH efluente variando de 7,10 a 8,34. Na ETE Iguaba, o pH efluente ficou entre 6,86 e 7,80. Finalmente, na ETE São Pedro, o pH efluente ficou compreendido entre 6,90 e 7,97. Através dessas informações, foi possível constatar que todas as ETEs estudadas estiveram de acordo com a seção III (art. 21, alínea a) da Resolução nº 430/2011 (CONAMA, 2011) quanto ao padrão de pH para lançamento de efluentes nos corpos receptores.

Resíduos sedimentáveis é a porção dos sólidos em suspensão presente em um litro de amostra mantida em repouso sob ação da gravidade durante uma hora (SILVA et al., 2019). Em estudo de monitoramento e avaliação de parâmetros de uma ETE, Rocha et al. (2016) identificaram concentrações de resíduos sedimentáveis efluentes sempre muito próximas de 0 mg/L. Por meio de avaliação da eficiência das várias fases de um sistema de tratamento, Lima e Costa (2011) identificaram uma concentração média de resíduos sedimentáveis efluentes na saída da lagoa de polimento de 0,20 mg/L. Através de pesquisa sobre caracterização dos efluentes de ETEs em Santa Catarina, Trevisan et al. (2016) identificaram concentração média de resíduos sedimentáveis efluentes de 0,40 mg/L. Lima et al. (2016), em estudo sobre avaliação da eficiência da ETE Valinhos, também identificaram concentração média de resíduos sedimentáveis efluentes igual a 0,20 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de resíduos sedimentáveis efluentes variou de 0,0 a 20,3 mg/L. Nesse caso, a concentração de 20,3 mg/L pode ser considerada um *outlier* que ocorreu isoladamente no período de fevereiro de 2017. Na ETE Arraial I (1º Distrito), essa concentração variou de 0,0 a 2,7 mg/L, enquanto que na ETE Arraial II (Monte Alto) esse parâmetro permaneceu entre 0,1 e 3,0 mg/L. Na ETE Praia do Siqueira, essa

variável esteve entre 0,1 e 5,0 mg/L. Na ETE do Jardim Esperança, a concentração de resíduos sedimentáveis efluentes ficou compreendida entre 0,1 e 0,6 mg/L. Por fim, nas ETEs Iguaba e São Pedro, essa concentração variou de 0,1 a 0,9 mg/L e de 0,1 a 1,2 mg/L, respectivamente. Baseado nessas informações, é possível afirmar que somente as ETEs Jardim Esperança e Iguaba Grande estiveram em conformidade com a seção III (art. 21, alínea c) da Resolução nº 430/2011 (CONAMA, 2011) quanto ao padrão de lançamento de resíduos sedimentáveis no corpo receptor.

De acordo com a metodologia analítica recomendada, detergentes são definidos como compostos que reagem com o azul de metileno sob certas condições especificadas (PIVELI e KATO, 2006). Segundo Amigo (1998), são efeitos sanitários dos detergentes: destruição da flora intestinal, provocando diarreia permanente; reações alérgicas; depressão da tensão superficial, sendo prejudiciais aos microrganismos; efeito bactericida; favorecimento da eutrofização, por terem na sua composição polifosfatos; alteração profunda das condições de vida de animais aquáticos; diminuição da capacidade de oxigenação da água; e alterações negativas no tratamento das águas residuárias. Dentre os impactos ambientais associados aos detergentes, descreve-se na literatura: a formação de espumas nas superfícies das águas; o transporte a longas distâncias de compostos aromáticos e microrganismos; o mau cheiro, devido os subprodutos da degradação da matéria orgânica; a diminuição da capacidade natatória de peixes, dentre outros (SILVA et al., 2009). No presente estudo, a concentração de detergentes efluentes na ETE Búzios esteve entre 0,02 e 0,83 mg/L. Na ETE Arraial I (1º Distrito), esse parâmetro permaneceu entre 0,10 e 2,75 mg/L. Na ETE Monte Alto, essa variável ficou compreendida entre 0,10 e 3,90 mg/L. Na ETE Praia do Siqueira, a concentração de detergentes esteve entre 0,00 e 7,75 mg/L. Na ETE Jardim Esperança, a concentração de detergentes efluentes permaneceu entre 0,20 e 21,08 mg/L. Por fim, nas ETEs Iguaba e São Pedro, a concentração desse parâmetro permaneceu entre 0,05 e 18,00 mg/L e 0,10 e 3,42 mg/L, respectivamente. Considerando essas informações, é possível afirmar que somente a ETE Búzios atendeu aos padrões de lançamento de detergentes no corpo receptor (2,0 mg/L), conforme estabelecido no item 4.7 da Norma Técnica NT-202.R-10 da extinta FEEMA, atual Instituto Estadual do Ambiente (FEEMA, 1986).

Nos óleos e graxas está contido um grupo de substâncias, como óleos, graxas, ceras, ácidos graxos, provenientes de resíduos alimentares como a manteiga, margarina, gorduras de origem vegetal e animal, óleos vegetais, além da matéria oleosa devido à presença de lubrificantes utilizados nos estabelecimentos industriais (MELO et al., 2002). A importância da determinação do teor de óleos e graxas deve-se ao fato de que, quando presentes em concentrações elevadas em águas residuárias, essas substâncias podem promover problemas operacionais à etapa de tratamento primário e interferir no tratamento biológico (KICH e BOCKEL, 2017). Em estudo sobre eficiência de remoção de óleos e graxas de uma ETE em Cascavel/PR, Orssatto et al. (2010) identificaram uma concentração de óleos e graxas de 0,10 a 13,10 mg/L antes do lançamento no corpo receptor. Por meio de monitoramento das características dos esgotos como instrumento de otimização, Silva et al. (2005) identificaram nas ETEs Barueri e Franca concentração de óleos e graxas efluentes variando de 2 a 11 mg/L,

no primeiro caso, e de 0 a 8 mg/L, no segundo caso. Na ETE Búzios, a concentração de óleos e graxas efluentes permaneceu entre 8 e 10 mg/L. Na ETE Arraial I (1º Distrito), essa concentração permaneceu constante durante o período (10 mg/L). Na ETE Monte Alto, esse parâmetro esteve entre 10 e 14 mg/L. Na ETE Praia do Siqueira, essa variável ficou compreendida entre 9 e 17 mg/L. Na ETE Jardim Esperança, a concentração efluente de óleos e graxas permaneceu entre 10 a 53,5 mg/L. Nas ETEs Iguaba e São Pedro, esse parâmetro permaneceu entre 5 e 10 mg/L e 10 e 17 mg/L, respectivamente. Considerando o exposto, é possível afirmar que todas as estações atenderam aos padrões de lançamento de óleos e graxas no corpo receptor conforme estabelecido na seção III (art. 21, alínea e) da Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011 (CONAMA, 2011).

Através de avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma ETE em Santa Catarina, Souza et al. (2016) constaram que a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) variou de 2,8 mg/L a 16,10 mg/L na saída final do sistema. Por meio de avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de outra ETE, Rocha et al. (2016) identificaram uma concentração de NTK efluente sempre inferior a 25 mg/L, exceto na coleta 7, quando essa concentração foi de 35 mg/L. Em pesquisa sobre caracterização dos efluentes das ETEs em Santa Catarina, Trevisan et al. (2016) identificaram uma concentração média de NTK efluente de 39,11 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de NTK efluente permaneceu entre 1,20 e 69,40 mg/L. A ETE Arraial I (1º Distrito) apresentou concentração de NTK efluente variando de 3,50 a 42,81 mg/L. Na ETE Monte Alto, essa variável permaneceu entre 10,30 e 51,08 mg/L. Nas ETEs Praia do Siqueira e Jardim Esperança, não houve o monitoramento dessa variável durante o período. Nas ETEs Iguaba e São Pedro, essa concentração permaneceu entre 6,72 e 43,63 mg/L e 8,90 e 70,00 mg/L, respectivamente. Considerando os limites para lançamento em corpos receptores contribuintes de lagoa, estabelecidos pelo item 4.8 da NT-202.R-4 da extinta FEEMA (FEEMA, 1986), é possível afirmar que nenhuma ETE atendeu as exigências legais para lançamento de NTK nesses corpos. Apesar disso, observa-se que as ETEs do estudo apresentaram um desempenho bastante similar ao de outras ETEs quanto lançamento de NTK. Considerou-se essa condição (10,0 mg/L) muito restritiva, porém, não foram encontradas outras na legislação federal ou estadual.

Através de avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma ETE, Souza et al. (2016) registraram uma variação na concentração de fósforo total efluente de 0,28 a 3,04 mg/L na saída final do sistema. Trevisan et al. (2016), por sua vez, por meio de pesquisa sobre caracterização dos efluentes das ETEs em Santa Catarina, identificaram uma concentração média de fósforo total efluente igual a 5,74 mg/L. Lima et al. (2016), em estudo sobre avaliação da eficiência da ETE Valinhos, identificaram concentração média de fósforo total efluente igual a 3,0 mg/L. Pires et al. (2015), em estudo realizado na ETE Alegria, Teresina/PI, verificaram uma concentração média de fósforo total efluente de 4,5 mg/L. Na ETE Búzios, a concentração de fósforo total efluente permaneceu entre 0,09 a 54,00 mg/L, sendo este último valor considerado um *outlier* na pesquisa. Na ETE Arraial I (1º Distrito), esse parâmetro permaneceu entre 0,26 e 5,92 mg/L. A ETE Monte Alto apresentou concentração de fósforo total efluente variando de 0,67 a 4,81 mg/L. Assim como no caso do NTK, não foram encontrados dados sobre o monitoramento de fósforo total efluente nas ETEs Praia do

Siqueira e Jardim Esperança. Nas ETEs Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia, as concentrações de fósforo total efluente permaneceram entre 0,28 e 2,96 mg/L e 0,63 e 4,82 mg/L, respectivamente. Todas as estações de tratamento estiveram em desacordo com o item 4.8 da Norma Técnica NT-202.R-4 da extinta FEEMA (FEEMA, 1986). Essa condição de lançamento (1,0 mg/L) foi considerada muito restritiva, porém, assim como no caso do NTK, não foram encontradas outras condições de lançamento nas legislações federal ou estadual.

Em estudo sobre o monitoramento das ETEs do órgão ambiental do Rio Grande do Sul, Cerski et al. (2013) identificaram as eficiências de remoção de DBO de duas ETEs: na ETE Cachoeirinha a eficiência de remoção de DBO foi de 56%, enquanto na ETE Canoas a eficiência foi de 90%. Em estudo sobre avaliação comparativa de seis tecnologias de tratamento, Oliveira e Von Sperling (2005a) identificaram uma eficiência de remoção média de DBO compreendida entre 59% e 88%. Grasselli (2011), em estudo sobre avaliação da eficiência do tratamento da ETE Dal Bó, identificou uma eficiência média de remoção de DBO igual a 70,18%, enquanto a eficiência média de remoção de RNFT foi de 49,20%. Na ETE Búzios, as eficiências de remoção de DBO e RNFT variaram de 50,0% a 99,0% e de 50,0% a 98,3%, respectivamente. Na ETE Arraial I, a eficiência de remoção de DBO permaneceu entre 78,8% e 97,8%, enquanto a de RNFT esteve entre 79,7% e 98,8%. Na ETE Monte Alto, a eficiência de remoção de DBO esteve entre 55,2% e 96,1%, enquanto a de RNFT variou de 64,7% a 98,6%. Na ETE Praia do Siqueira, as eficiências de remoção de DBO e RNFT variaram de 30,2% a 98,7% e de 26,3% a 99,2%, respectivamente. Na ETE Jardim, a eficiência de remoção de DBO variou de 8,2% a 91,8%, enquanto a de RNFT esteve entre 24,2% e 98,2%. Na ETE Iguaba, a eficiência de remoção de DBO variou de 30,5% a 97,8%, enquanto a de RNFT esteve entre 25,2% e 98,2%. Na ETE São Pedro, as eficiências de remoção de DBO e RNFT estiveram compreendidas entre 72,2% e 95,5% e entre 68,3% e 98,1%, respectivamente. Baseado nessas informações, foi possível afirmar que somente as ETEs Arraial I (Centro) e São Pedro estiveram em conformidade com a seção II da Resolução nº 430/2011 (CONAMA, 2011) quanto à remoção mínima de DBO para lançamento no corpo receptor (60% de eficiência).

Por fim, o estudo não pretende encerrar o debate sobre o monitoramento e as eficiências operacionais das estações em funcionamento na região. As não conformidades não devem ser objetos de sanções, mas sim servir de base para os gestores da concessionária e de outros atores interessados na questão para melhoria contínua desses serviços. Cabe destacar que não foi monitorada nessa pesquisa a qualidade da água dos corpos receptores, o que impossibilita a verificação de impactos ambientais efetivos provenientes desses sistemas. Para se ter uma ideia da complexidade do assunto, Oliveira e Von Sperling (2005b) afirmam que não existe apenas uma variável responsável pela qualidade e variabilidade do efluente, que dependem de variações na carga afluente, das condições ambientais nos reatores, da natureza do esgoto a ser tratado, da presença de substâncias tóxicas, da variabilidade inerente aos processos de tratamento biológico e de falhas mecânicas e humanas no sistema. Algumas metodologias, por exemplo, foram desenvolvidas com a finalidade de avaliar melhor o desempenho de estações de tratamento, como é o caso da análise de confiabilidade apresentada por Oliveira e Von Sperling (2007). Porém, essa técnica requer procedimentos estatísticos complexos que

exigiriam uma análise mais profunda dos dados, que não foi escopo desse artigo. A outra preocupação ambiental para a manutenção desses sistemas foi a presença de elevadas concentrações de cloretos totais na entrada, uma vez que esse parâmetro pode acelerar os processos de corrosão de máquinas e equipamentos de tratamento, além de prejudicar a sobrevivência dos microrganismos presentes nos reatores biológicos.

5 Considerações finais

O presente estudo objetivou o monitoramento e a avaliação dos parâmetros físico-químicos e das eficiências de remoção de DBO e RNFT de sete ETEs em operação na região das Baixadas Litorâneas como base para adoção de medidas de melhoria dos sistemas de tratamento uma vez que essa região tem grande potencial turístico devido às suas diversas belezas naturais. No estudo realizado entre janeiro de 2015 e dezembro de 2018, das sete estações monitoradas, a ETE Búzios foi a que apresentou a maior conformidade com a legislação. Dos oito parâmetros efluentes monitorados, cinco deles sempre estiveram em conformidade com a legislação federal ou estadual. As estações que apresentaram o menor desempenho foram as ETEs de Arraial do Cabo (Centro), Cabo Frio (Praia do Siqueira) e São Pedro da Aldeia. Destaca-se que devido à natureza do tratamento, não foram monitorados os parâmetros nitrogênio total Kjeldahl e fósforo total das ETEs da Praia do Siqueira e do Jardim Esperança. Esperava-se que as estações de Iguaba Grande e São Pedro da Aldeia apresentassem elevada conformidade em relação às legislações federal e estadual, uma vez que essas apresentam tratamento terciário, porém, não foi isso que ocorreu. Quanto às eficiências de remoção de DBO, somente as ETEs de Arraial do Cabo I (1º Distrito) e São Pedro da Aldeia estiveram em conformidade com a legislação durante todo o período, ou seja, tiveram uma eficiência mínima de 60%. Por fim, constatou-se a importância do monitoramento do parâmetro cloretos totais afluentes, uma vez que essa variável pode levar a corrosão de máquinas e equipamentos além de comprometer a sobrevivência dos microrganismos presentes nos tanques de tratamento biológicos.

Referências

AGENERSA. AGÊNCIA REGULADORA DE ENERGIA E SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Histórico da concessão**. Disponível em: http://www.agenersa.rj.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=73:histor-concessao&catid=83:prolagos&Itemid=81. Acesso em: 24 jan. 2020.

AISSE, M. M. **Sistemas Econômicos de Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2000.

AMIGO, N. A. **Propriedade das normas de lançamento de esgoto**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Saúde Pública) – Escola Nacional de Saúde Pública/Fundação Instituto Oswaldo Cruz, 1998.

BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; RICE, E. W. (Orgs.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington/DC: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), and Water Environment Federation (WEF), 2017. 1496 p.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; VERAS-JÚNIOR, M. S.; PORTO, M. F. A.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental – O desafio do desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRASIL. REPÚBLICA DOS ESTADOS UNIDOS DO. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934**. Decreta o Código de Águas.

BRASIL, REPÚBLICA FEDERATIVA DO. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

BRASIL, REPÚBLICA FEDERATIVA DO. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

CAMPOS, A. B.; FELIZATTO, M. R.; KALATALO, A. N.; RODRIGUES, L. C.; PEREIRA, S. C. Interferência das águas pluviais na estação de tratamento de esgotos Melchior. *In: 25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 25., 2009, Recife. **Anais [...]**. Recife, PE: ABES, 2009.

CEPERJ. CENTRO ESTADUAL DE ESTATÍSTICAS, PESQUISAS E FORMAÇÃO DOS SERVIDORES PÚBLICOS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Regiões do Estado do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://www.ceperj.rj.gov.br/Conteudo.asp?ident=81>. Acesso em: 10 set. 2020.

CERSKI, E. R.; PROCHNOW, T. R.; CARRILLO, D. P. Integração dos dados de monitoramento das estações de tratamento de esgoto do órgão ambiental estadual com a estimativa de abatimento de carga poluente no Plano de Bacia do Rio Gravataí – RS. *In: XX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS*. 20., 2013, Bento Gonçalves. **Anais [...]**. Bento Gonçalves, RS: ABRH, 2013.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **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.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **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 Conselho Nacional do Meio Ambiente/CONAMA.

CORDI, L; ASSALIN, M. R.; DIEZ, M. C.; DURAN, N. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 5, n. 1, p. 097-115, jan/abr. 2008.

DACACH, N. G. **Tratamento Primário de Esgotos**. Rio de Janeiro: Editora Didática e Científica Ltda., 1991.

FEEMA. FUNDAÇÃO DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Diretriz DZ-215.R-4 – Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária**. Aprovada pela Deliberação CECA nº 4886, de 25 de setembro de 2007. Republicada no DOERJ de 08 de novembro de 2007.

FEEMA. FUNDAÇÃO DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE. **Norma Técnica NT-202.R-10 – Critérios e padrões de lançamento de efluentes líquidos**. Aprovada pela Deliberação CECA nº 1007, de 04 de dezembro de 1986. Publicada no DOERJ de 12 de dezembro de 1986.

FIGUEIREDO, I. C. **Avaliação de desempenho do processo CEPT (*Chemically Enhanced Primary Treatment*) no tratamento primário de esgotos domésticos.** Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2009.

GRASSELLI, R. Avaliação da eficiência do sistema de tratamento da ETE Dal Bó. In: 26º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre, RS: ABES, 2011.

HERMES, E.; ORSSATTO, F.; VILAS-BOAS, M. A.; GOMES, S. D. Correlação entre DBO e DQO em esgotos domésticos para o município de Cascavel, Paraná. In: 25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., 2009, Recife. **Anais [...]**. Recife, PE: ABES, 2009.

IDE, C. N.; LASTORIA, G.; GONDA, J.; RONDON, M. A. C.; POLIZER, M. Avaliação do sistema de tratamento de esgoto e implicações na qualidade da água superficial em Bonito – MS. In: 19º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, PR: ABES, 1997.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos. Concepções Clássicas.** São Paulo: CETESB, 1975.

KICH, M.; BOCKEL, W. J. Análise de óleos e graxas em efluentes por espectrofotometria. **Estação Científica**, Macapá, v. 7, n. 3, p. 61-69, set./dez. 2017.

LIMA, D. R. S.; LODIS, A. M.; ALMEIDA, I. L. A.; ARANTES, M. M. K. PAULA, V. I. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto (ETE) do município de Valinhos/SP. In: V SIMPÓSIO CIENTÍFICO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5., 2016, Piracicaba. **Anais [...]**. Piracicaba, SP: ESALQ, 2016.

LIMA, J. I. V.; COSTA, W. Avaliação da eficiência das várias fases de um sistema de tratamento de efluentes. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, p. 22-27, jan./jun. 2011.

MELLO, M. F. Privatização do setor de saneamento no Brasil: quatro experiências e muitas lições. **Economia Aplicada**, v. 9, n. 3, pp. 495-517, 2005.

MELO, H. N. S.; MELO, J. J. S.; NETO, C. O. A.; GUIMARÃES, A. K. V. Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais [...]**. Vitória, ES: ABES, 2002.

MORAES, L. R. S.; BORJA, P. C. Revisitando o conceito de saneamento básico no Brasil e em Portugal. **Revista do Instituto Politécnico da Bahia**, n. 20-E, ano 7, p. 5-11, 2014.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação comparativa de seis tecnologias de tratamento de esgoto, em termos de atendimento a padrões de lançamento para DBO. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais [...]**. Campo Grande, MS: ABES, 2005a.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETES em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2 - Influência de fatores de projeto e operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 358-368, out./dez. 2005b.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, M. Análise da confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 4, p. 389-398, out./dez. 2007.

ORSSATTO, F.; HERMES, H.; VILAS-BOAS, M. A. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel – Paraná. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 4, p. 249-256, out./dez. 2010.

PAIVA, M. A.; BRACARENSE, D. C.; SOUSA, W. S. V. Avaliação do impacto da água de chuva na vazão afluyente em uma estação de tratamento de esgoto da cidade de Palmas (TO). In: 29º CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO E MEIO AMBIENTE, 29., 2018, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo, SP: AESABESP, 2018.

PEREIRA, L. F. M. A gestão participativa no caso do saneamento da Região dos Lagos, Rio de Janeiro. **Revista Discente Expressões Geográficas**, Florianópolis, n. 03, p. 10-41, 2007.

PINTO, R. M. F. M.; CASSEMIRO, R. F.; VAZ, A. J.; CARDOSO, S. P. C. A região da Baixada Litorânea do Rio de Janeiro: interações entre o turismo e urbanização. **Espaço & Geografia**, v. 14, n. 2, p. 191-223, 2011.

PIRES, D. P.; SILVA, F. H. B. T.; MONTEIRO, C. A. B. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto ETE Alegria em Teresina/PI. In: 2º CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA – CONTECC' 2015. 2., 2015, Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza, CE: CREA, 2015.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. 1ª ed. São Paulo: ABES, 2006, cap. 13.

PRODERJ. CENTRO DE TECNOLOGIA DA INFORMAÇÃO E COMUNICAÇÃO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. **Divisão regional, segundo as mesorregiões, microrregiões geográficas e municípios do Estado do Rio de Janeiro – 2019**. Disponível em: arquivos.proderj.rj.gov.br/sefaz_ceperj_imagens/Arquivos_Ceperj/ceep/informacoes-do-territorio/cartografia-fluminense/MesoeMicrorregioesGeograficas%20-%20RJ%20-%202018%20-%20IBGE.pdf. Acesso em: 15 set. 2020.

REDA, A. L.L.; MELLO, G. S. L.; UEHARA, D. M. Iniciação científica mudando a visão no saneamento ambiental: entendendo o impacto das chuvas intensas no esgoto do ABC Paulista. In: XXXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENSINO DE ENGENHARIA. 30., 2005, Campina Grande. **Anais [...]**. Campina Grande, PB: ABENGE, 2005.

RIBEIRO, M. A. Tipologia das atividades turísticas: o exemplo do Estado do Rio de Janeiro. **Geo UERJ/Revista do Departamento de Geografia da UERJ**, Rio de Janeiro, n. 13, p. 27-37, 1º sem. 2003.

RIBEIRO, V. O.; PEIXOTO, M. S. Avaliação da contribuição pluvial parasitária no sistema de esgotamento sanitário afluyente à ETE Guaxinim, Dourados/MS. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 10, n. 3, p. 144-155, dez. 2018.

ROCHA, K. M.; SALAMONI, S. P.; SANTOS, R. H.; GOLDBACH, A. Monitoramento e avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma estação de tratamento de efluentes com sistema de lodos ativados em uma agroindústria no meio oeste de Santa Catarina. **Revista de Engenharia Civil IMED**, v. 3, n. 1, p. 25-36, jan./jun. 2016.

ROSA, A. P.; BOECHAT, M.; OLIVEIRA, S. M. A. C. Águas pluviais na rede de esgoto sanitário – influência na vazão tratada e no desempenho de estações de tratamento de esgoto na região metropolitana de Belo Horizonte. In: 26º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 2011, Porto Alegre. **Anais [...]**. Porto Alegre, RS: ABES, 2011.

SANCHEZ, O. A. A privatização do saneamento. **São Paulo em Perspectiva**, v. 15, n. 1, p. 89-101, 2001.

SILVA, J. S. P.; BRANDÃO, I. W. S.; COSTA, T. A. N.; OLIVEIRA, J. N. C.; SILVA, D. R. B. Determinação da incerteza de medição no ensaio de sólidos sedimentáveis em amostras ambientais. In: VIII SIMPÓSIO DE ESTUDOS E PESQUISA EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS NA AMAZÔNIA, 8., Belém. **Anais** [...]. Belém, PA: UEPA, 2019.

SILVA, L. G.; OLIVEIRA, L.; GAVAZZA, S.; FLORENCIO, L.; KATO, M. T. Avaliação das concentrações de LAS em uma estação de tratamento anaeróbico de esgoto e no corpo receptor. In: 25º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 25., Recife. **Anais** [...]. Recife, PE: ABES, 2009.

SILVA, M. C. A.; MONTEGGIA, L. O.; CATANEO, I. Avaliação da qualidade microbiológica de efluentes sanitários tratados por sistemas de lodos ativados. **Caderno pedagógico**, Lajeado, v. 14, n. 1, p. 257-266, 2017.

SILVA, M. F. B.; NASCIMENTO, A. M.; COSTA, J. S. M.; SILVA, V. L.; MOTTA, M. Avaliação do tratamento de ETE Caçote através de estudo em unidade piloto. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 23., 2005, Campo Grande. **Anais** [...]. Campo Grande, MS: ABES, 2005.

SILVA, S. V.; PEREIRA, R. A.; PIVELI, R. P.; CRISCUOLO, H. J. Monitoramento das características dos esgotos como instrumento de otimização do processo de lodos ativados e suas implicações. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 2, p. 46-59, dez. 2005.

SNIS. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico de Serviços de Água e Esgoto**. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento, 2018. 186 p.

SOUZA, K. M.; SALAMONI, S. P.; SANTOS, R. H.; GOLDBACH, A. Monitoramento e avaliação de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de uma estação de tratamento de efluentes com sistema de lodos ativados em uma agroindústria no meio oeste de Santa Catarina. **Revista de Engenharia Civil IMED**, v. 3, n. 1, p. 25-36, jan./jun. 2016.

TREVISAN, A. B.; GODKE, M. M.; ARENHART, C. A. Caracterização dos efluentes das estações de tratamento de esgotos sanitários de Santa Catarina. In: XVII SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 17., 2016, Florianópolis. **Anais** [...]. Florianópolis, SC: ABES, 2016.

UCKER, F. E.; FOLETTO, C. V.; WOLFF, D. B. Sistema de tratamento de esgoto para o município de Restinga Seca – RS. **Disciplinarum Scientia**. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 37-49, 2010.

VERÓL, A. P.; VOLSCHAN-JÚNIOR, I. Inventário e análise de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional. In: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. 17., 2007, São Paulo. **Anais** [...]. São Paulo, SP: ABHIDRO, 2007.

VON SPERLING, M. Análise dos padrões brasileiros de qualidade de corpos d'água e de lançamento de efluentes líquidos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 1, p. 111-132, jan./mar. 1998.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Minas Gerais: Editora da UFMG, 2005.