

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO GRANDE DO NORTE - UERN
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E NATURAIS - FANAT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS NATURAIS - PPGCN
MESTRADO EM CIÊNCIAS NATURAIS - MCN

LEONARDO ADRIANO DOMINGOS

CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO NO MUNICÍPIO DE MOSSORÓ - RN

MOSSORÓ - RN

2017

LEONARDO ADRIANO DOMINGOS

CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO NO MUNICÍPIO DE MOSSORÓ - RN

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ciências Naturais da Universidade
do Estado do Rio Grande do Norte para obtenção do
título de Mestre em Ciências Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique Catunda
Pinto

MOSSORÓ - RN

2017

Catálogo da Publicação na Fonte.
Universidade do Estado do Rio Grande do Norte.

Domingos, Leonardo Adriano

Caracterização e avaliação da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização no município de Mossoró - RN/ Leonardo Adriano Domingos – Mossoró, RN, 2017.

96 f.

Orientador(a): Prof^o. Dr. Carlos Henrique Catunda Pinto

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, 2017.

1. Ciências naturais. 2. Eficiência de lagoas de estabilização. 3. Caracterização de efluentes. 4. Impactos ambientais. 5. Saneamento ambiental. I. Pinto, Carlos Henrique Catunda . II. Universidade do Estado do Rio Grande do Norte. III. Título.

UERN/ BC

CDD 500

Bibliotecário: Aline Karoline da Silva Araújo – CRB - 15/783

LEONARDO ADRIANO DOMINGOS

CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS DE LAGOAS
DE ESTABILIZAÇÃO NO MUNICÍPIO DE MOSSORÓ - RN

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Ciências Naturais da Universidade
do Estado do Rio Grande do Norte para obtenção do
título de Mestre em Ciências Naturais.

Aprovada em: 25 de agosto de 2017

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Carlos Henrique Catunda Pinto
Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN

Prof. Dr. Luiz Di Souza
Universidade do Estado do Rio Grande do Norte – UERN

Prof. Dr. Nildo da Silva Dias
Universidade Federal Rural do Semi-árido - UFERSA

AGRADECIMENTOS

A Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, especialmente ao PPGCN, pelo apoio durante o desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais da UERN pelos ensinamentos durante as disciplinas.

Ao professor Dr. Luiz Di Souza pelos conselhos e orientação ao longo do mestrado e desenvolvimento dessa dissertação.

Ao professor Dr. Carlos Henrique Catunda Pinto pelo apoio e orientação da pesquisa.

Ao professor Nildo da Silva Dias pelas correções realizadas na banca examinadora.

Aos colegas de mestrado por todo o conhecimento compartilhado durante a produção de artigos.

Aos colegas de laboratório: Jéssica, Crislânia, Jeferson, Mateus, Rafael e Tâmara, pela ajuda durante as análises.

Aos meus pais e familiares pelo apoio dado ao longo de minha vida acadêmica.

A todos aqueles que me auxiliaram, direta ou indiretamente, durante o mestrado.

RESUMO

Os efluentes podem causar alterações nos corpos receptores devido à presença de compostos de difícil degradação e o alto teor de matéria orgânica. O sistema de lagoas de estabilização é uma forma de tratar os efluentes, sendo constituído de várias etapas que podem ser comprometidas por diversos fatores, resultando na baixa eficiência do tratamento e em danos ambientais. Objetivou-se com este estudo avaliar a eficiência do tratamento de efluente de três sistemas de lagoas de estabilização de Mossoró - RN, nomeados como ETE A, B e C, verificando o atendimento aos padrões estabelecidos pelas legislações ambientais. A pesquisa foi dividida nas seguintes etapas: caracterização *in situ* das lagoas de estabilização, coletas de amostras de efluentes, análise das amostras, verificação da conformidade com as legislações ambientais, comparação com outras lagoas e determinação da eficiência do sistema. A caracterização das lagoas de estabilização mostrou que a falta de isolamento das áreas, a presença de residências tem contribuído com a disposição inadequada de resíduos sólidos, as unidades estão assoreadas, com resíduos sólidos provenientes de falhas ou falta de gradeamento, com formação de espuma e ausência de cobertura em caixas de distribuição. Nas análises dos efluentes, a temperatura máxima encontrada foi de 28 °C, enquanto o pH variou de alcalino à neutro. Todas as unidades ultrapassaram o limite máximo permitido para os parâmetros condutividade elétrica, fosfato, turbidez, óleos e graxas e sólidos totais nos dois períodos. No período seco, o oxigênio dissolvido ficou abaixo do recomendável em todos os pontos e no chuvoso nos pontos da ETE A. A eficiência das estações foi baixa em relação as outras estudadas na literatura, não atingindo a remoção esperada para DBO em todos os pontos (<60%), nitrogênio total em pontos da ETE A (<30%), nitrito em todos os pontos (<20%) e fosfato em pontos das ETES A e B (<20%). Entre as estações estudadas, a ETE B apresentou as melhores remoções, sendo a ETE C a unidade com a pior eficiência, provavelmente devido ao assoreamento identificado nela. Quanto à sazonalidade, a entrada da água de chuva nas unidades forneceu uma diluição do efluente e houve melhores remoções para praticamente todos os parâmetros, com exceção da turbidez, sólidos totais e nitrito. A ineficiência das ETES pode causar impactos ambientais ao Rio Apodi-Mossoró, o qual, em épocas de seca, possui baixo volume de água e pode não ser capaz de depurar os efluentes lançados e já apresenta problemas de assoreamento que prejudicam a navegação em sua foz, proporcionando prejuízos econômicos, sociais e ambientais.

Palavras-chave: Eficiência de lagoas de estabilização. Caracterização de efluentes. Impactos ambientais. Saneamento ambiental.

ABSTRACT

The effluents can cause changes in the receptor bodies due to the presence of compounds of difficult degradation and the high content of organic matter. The stabilization pond system is a way of treating the effluents, being composed of several stages that can be compromised by several factors, resulting in the low efficiency of the treatment and environmental damages. The objective of this study was to evaluate the efficiency of the effluent treatment of three systems of stabilization ponds in Mossoró-RN, named as ETE A, B and C, verifying the compliance with the standards established by environmental legislation. The research was divided into the following steps: characterization of stabilization ponds in situ, collection of effluent samples, analysis of samples, verification of compliance with environmental legislation, comparison with other ponds and determination of system efficiency. The characterization of the stabilization ponds showed that the lack of isolation of the areas, the presence of residences has contributed to the inadequate disposal of solid residues, the units are silted, with solid residues from faults or lack of grating, with formation of foam and absence of coverage in distribution boxes. In the effluent analysis, the maximum temperature found was 28 ° C, while the pH ranged from alkaline to neutral. All units exceeded the maximum allowed limit for the electrical conductivity, phosphate, turbidity, oils and grease and total solids parameters in the two periods. In the dry period, the dissolved oxygen was below the recommendable in all the points and in the rainy one in the points of ETE A. The efficiency of the stations was low in relation to the others studied in the literature, not reaching the expected removal for BOD at all points (<60%), total nitrogen at points of ETE A (<30%), nitrite at all points <20%) and phosphate at points of ETE A and B (<20%). Among the stations studied, the ETE B presented the best removals, with the ETE C being the unit with the worst efficiency, probably due to the silting identified in it. As for seasonality, rainwater inflow in the units provided a dilution of the effluent and there were better removals for practically all the parameters, with the exception of turbidity, total solids and nitrite. The inefficiency of the ETEs can cause environmental impacts to the Apodi-Mossoró River, which, in times of drought, has a low volume of water and may not be able to purify the effluent released and already presents silting problems that hamper navigation at its mouth, providing economic, social and environmental damages.

Key-words: Efficiency of stabilization ponds. Characterization of effluents. Environmental impacts. Environmental sanitation.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Índice médio, por estado, da rede coletora de esgotos, cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS de 2014.....	20
Figura 2 - Índice médio, por municípios, da rede coletora de esgotos, cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS de 2014	21
Figura 3 - Esquema da etapa de gradeamento em uma ETE	25
Figura 4 - Esquema de uma caixa de areia	27
Figura 5 - Esquema de um tanque de lagoa facultativa	28
Figura 6 - Esquema de lagoas de maturação distribuídas em série	28
Figura 7 - Processos químicos e biológicos que ocorrem nas lagoas facultativas para degradação da matéria orgânica.....	33
Figura 8 – Formação do relevo e área da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró no estado do RN.....	37
Figura 9 - Demarcação das áreas das três lagoas de estabilização em estudo e as áreas atendidas	38
Figura 10 - Demarcação dos pontos de amostragem nas três unidades de tratamento de efluente	40
Figura 11 - Proximidade das lagoas de estabilização em relação às residências.....	46
Figura 12 - Residência recém-construída nas proximidades da ETE C	46
Figura 13 - Ausência de portões nas unidades de tratamento e proximidade com casas (A) entrada da ETE B (B) entrada da ETE C. (C) muro de proteção danificado na ETE C.....	47
Figura 14 - Disposição inadequada de resíduos sólidos na área das unidades de tratamento (A) restos de colchões e madeira (B) pedaços de madeira (C) sacos plásticos com resíduos orgânicos e fezes de animais (D) materiais de construção (E) acúmulo de frascos plásticos (F) ponto de queimada de resíduos domésticos (G) talude externo da ETE C com vegetação excessiva	48
Figura 15 - Identificação de fezes de animais nas lagoas de estabilização (A) ETE A (B) área da ETE C, próximo ao talude (C) área da ETE B	49
Figura 16 - Carreamento de resíduos sólidos para a lagoa facultativa. (A) sacola, pedaço de madeira e fralda encontrados na ETE C. (B) resíduos sólidos, como sacos, garrafas e plásticos identificados na ETE A.....	50
Figura 17 - Etapa de gradeamento e resíduos sólidos acumulados (A) acúmulo de resíduos no topo das grades. (B) resíduos acumulados nas grades.....	51
Figura 18 - Identificação de resíduos sólidos na caixa de areia da ETE A. (A) caixa de areia no primeiro mês de aplicação do roteiro (outubro/2016) (B) caixa de areia no último mês (janeiro/2017) de aplicação do roteiro	51

Figura 19 - Áreas com acúmulo de areia, vegetação e resíduos sólidos nas laterais dos tanques de lagoas facultativas. (A) identificação de área assoreada na ETE A. (B) área assoreada na ETE B	52
Figura 20 - Delimitação da área da ETE C com pontos assoreados	53
Figura 21 – Identificação de <i>Eichhornia</i> na lagoa facultativa da ETE C. (A) visão geral da área ocupada pela espécie (B) visão aproximada	53
Figura 22 - Formação de espumas na ETE A (A) lateral da lagoa facultativa, módulo 1 (B) lateral da lagoa facultativa módulo 3. (C) lateral da lagoa de maturação, módulo 1 ...	54
Figura 23 - Bombeamento ilegal de efluente para irrigação de produtos comestíveis in natura	55
Figura 24 - Caixa de passagem de efluente tratado na ETE A sem cobertura (A) caixa sem proteção e com fluxo de efluente interrompido por tampa e resíduo sólido (B) caixa sem proteção	56
Figura 25 - Ponto de lançamento de efluente tratado na ETE A	56
Figura 26 - Delimitação dos locais de lançamento de efluentes tratados nas ETE B e C ..	57
Figura 27 - Lançamento de efluente, da ETE C, no solo. (A) curso do efluente no solo (B) crianças próximas ao curso do efluente	58
Figura 28 - Variação da temperatura nas lagoas de estabilização estudadas.....	59
Figura 29 - Variação do oxigênio dissolvido nas lagoas de estabilização estudadas	60
Figura 30 - Variação da condutividade elétrica nas lagoas de estabilização estudadas	61
Figura 31 - Valores de pH nas lagoas de estabilização estudadas	63
Figura 32 - Variação da DBO nas lagoas de estabilização estudadas	64
Figura 33 - Variação da DQO nas lagoas de estabilização estudadas	66
Figura 34 - Variação do nitrogênio total nas lagoas de estabilização estudadas	68
Figura 35 - Variação do nitrato nas lagoas de estabilização estudadas	70
Figura 36 - Variação do nitrito nas lagoas de estabilização estudadas	72
Figura 37 - Variação do fosfato nas lagoas de estabilização estudadas	73
Figura 38 - Variação da turbidez nas lagoas de estabilização estudadas.....	75
Figura 39 - Variação do teor de óleos e graxas nas lagoas de estabilização estudadas.....	77
Figura 40 - Variação dos sólidos totais nas lagoas de estabilização estudadas	79
Figura 41 - Variação dos sólidos orgânicos e inorgânicos nas lagoas de estabilização estudadas.....	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Espaçamento entre as barras utilizadas na etapa de gradeamento de lagoas de estabilização.....	26
Tabela 2 - Quantidade de sólidos que podem ser removidos em função do espaçamento das barras de gradeamento	26
Tabela 3 - Porcentagem da eficiência de diversos sistemas de tratamento de efluentes na remoção de DBO	34
Tabela 4 – Roteiro estruturado aplicado para caracterização das áreas das ETEs A, B e C	39
Tabela 5 – Parâmetros e limites estabelecidos pela legislação para o lançamento de efluentes em corpos hídricos e locais de análises	41
Tabela 6 – Eficiência da remoção da DBO nas unidades de tratamento nos dois períodos.....	65
Tabela 7 - Eficiência da remoção da DQO nas unidades de tratamento nos dois períodos.....	67
Tabela 8 - Eficiência da remoção do nitrogênio total nas unidades de tratamento nos dois períodos	69
Tabela 9 - Eficiência da remoção de nitrato nas unidades de tratamento nos dois períodos.....	71
Tabela 10 - Eficiência da remoção do nitrito nas unidades de tratamento nos dois períodos.....	72
Tabela 11 - Eficiência da remoção de fosfato nas unidades de tratamento nos dois períodos	74
Tabela 12 - Eficiência da remoção da turbidez nas unidades de tratamento nos dois períodos	76
Tabela 13 - Eficiência da remoção de óleos e graxas nas unidades de tratamento nos dois períodos	78
Tabela 14 - Eficiência da remoção de sólidos totais, orgânicos e inorgânicos nas unidades de tratamento nos dois períodos	81

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EA	Educação Ambiental
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
SF	Sólidos Fixos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	OBJETIVOS	14
1.1.1	Geral	14
1.1.2	Específicos	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	A GERAÇÃO DE EFLUENTES E A POLUIÇÃO AMBIENTAL	15
2.1.1	Poluição dos corpos receptores	15
2.1.1.1	Efeitos da poluição nos múltiplos usos da água	17
2.2	O SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ESGOTAMENTO SANITÁRIO. ...	18
2.2.1	Etapas básicas de sistemas de tratamento de efluentes	22
2.2.2	Sistemas mecanizados de tratamento de efluentes	23
2.2.2.1	Lagoas de estabilização aeradas	23
2.2.2.2	Filtros biológicos	23
2.2.2.3	Lodos Ativados.....	23
2.2.3	Sistemas simplificados não aerados de tratamento de efluentes	24
2.2.3.1	Disposição e tratamento via solo	24
2.2.3.2	Lagoas de estabilização	24
2.3	A IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA A SUSTENTABILIDADE DOS ECOSISTEMAS ..	29
2.4	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE AMOSTRAS	30
2.4.1	Parâmetros físicos	30
2.4.2	Parâmetros químicos	30
3	MATERIAIS E MÉTODOS	36
3.1	ÁREA DE ESTUDO	36
3.2	ETAPAS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	38
3.2.1	Caracterização das áreas das ETES	38
3.2.2	Pontos de amostragem de efluentes	39
3.2.3	Análises das amostras de efluentes	40
3.2.4	Verificação da consonância dos resultados com a legislação e determinação da eficiência do tratamento	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DAS ETES	45
4.2	CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES E A EFICIÊNCIA DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO	58
5	CONCLUSÃO	82
	REFERÊNCIAS	83

1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano, aliado ao conseqüente aumento populacional, vem provocando impactos ambientais negativos. Esse processo de urbanização ocorreu de forma desigual, com diferenças significativas entre as classes sociais e regiões (TEIXEIRA et al., 2014). Aliado a isto, temos as mudanças na maneira como a sociedade vem usufruindo dos recursos naturais, principalmente da água. Em suma, o crescimento populacional aumenta o consumo de água que, por sua vez, proporciona uma maior geração de efluentes.

O efluente doméstico é rico em matéria orgânica, possuindo em sua composição inúmeros produtos utilizados no dia a dia, como, por exemplo, detergentes, óleos, graxas, xampu, restos de alimentos etc., os quais precisam ser degradados, pois causam desequilíbrios aos corpos hídricos (AKPOR, 2011).

Existem diversas formas de tratar os efluentes antes de lançá-los nos rios. No Brasil, um dos sistemas mais utilizados são as lagoas de estabilização. Esse tipo de tratamento é bastante simples e necessita de clima adequado, grandes espaços para sua construção e monitoramento das características dos efluentes (DEC, 2015).

Diversos estudos foram realizados para determinar a eficiência de lagoas de estabilização. Uma pesquisa, desenvolvida entre 2011 e 2014 em Nunavut, Canadá, avaliou a eficiência de lagoas de estabilização levando em consideração o modelo, as condições operacionais e o monitoramento de características físicas, químicas e biológicas. Os resultados apontaram que, as lagoas removeram sólidos em suspensão, mas tiveram dificuldade para reduzir a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (JAMIESON, 2016). Por outro lado, uma pesquisa feita no Rio Grande do Sul verificou que, as lagoas de estabilização apresentaram eficiência na redução da DBO e Demanda Química de Oxigênio (DQO), deixando de atender os limites da legislação para o nitrogênio total (OLIVEIRA; ROLIM; BENINCÁ, 2015).

A baixa eficiência de lagoas de estabilização pode ocorrer devido à sobrecarga de efluentes tratados, falhas na infraestrutura, ausência de manutenção periódica e de limpezas, e falta de acompanhamento das características do efluente bruto e tratado.

A ausência de tratamento eficiente proporciona desequilíbrios ao corpo hídrico, de ordem física, química e biológica, além de impactos econômicos e sociais. Do ponto de vista ambiental, pode aumentar a quantidade de matéria orgânica no corpo receptor. Este aumento diminui o Oxigênio Dissolvido (OD) causando alterações no comportamento da vida aquática e a morte de diversas espécies de peixes. Também pode causar impactos sociais, aumentando a propagação de doenças, como a verminose, diarreia, cólera e hepatite, a mortalidade infantil, a

diminuição da presença de crianças e adultos na escola e prejuízos ao lazer. Do ponto de vista econômico, provoca o aumento nos investimentos para tratar doenças, prejudica o turismo e a navegação (FREDDO, 2014; NAIDOO; OLANIRAN, 2014).

Especialistas têm atribuído a ineficiência do tratamento de efluentes nas lagoas de estabilização a responsabilidade pela poluição de trechos do Rio São Francisco em Petrolina, PE. Segundo eles, os efluentes não permaneciam o tempo ideal para sua devida estabilização e não eram realizados monitoramentos de sua qualidade (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2015a).

O desempenho das lagoas de estabilização pode variar em função da localidade e de fatores que não podem ser interpretados de forma isolada, tais como, parâmetros físico-químicos, estado físico da infraestrutura do sistema, e intervenções externas, como a disposição de resíduos sólidos e assoreamento das áreas de tratamento.

Sabendo-se da importância da eficiência das lagoas de estabilização para a redução de impactos ambientais, sociais e econômicos, foram caracterizados os efluentes e as áreas de 3 Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Caracterizar e avaliar a eficiência de três sistemas de lagoas de estabilização, verificando o atendimento aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental vigente e possíveis prejuízos ao meio ambiente.

1.1.2 Específicos

- Caracterizar a área de estudo e seu entorno, por meio da aplicação de um roteiro estruturado, identificando atividades e problemas operacionais que possam causar baixa eficiência das lagoas;
- Coletar as amostras de efluentes nas lagoas de estabilização;
- Avaliar os sistemas de lagoas de estabilização por meio da análise físico-química das amostras dos efluentes brutos e tratados em dois períodos;
- Verificar a consonância dos resultados com os padrões estabelecidos pelas legislações ambientais vigentes, com os resultados de outras lagoas semelhantes e com as taxas recomendadas para esse tipo de sistema;
- Determinar a eficiência dos sistemas de lagoas de estabilização;
- Avaliar as consequências do funcionamento das lagoas ao meio ambiente.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A GERAÇÃO DE EFLUENTES E A POLUIÇÃO AMBIENTAL

Nesse século, a conservação dos recursos hídricos tem sido um tema discutido intensivamente, devido a sua importância social, ambiental e econômica. Percebe-se uma maior preocupação, principalmente, porque está havendo a redução da sua disponibilidade com características aceitáveis ao consumo humano, ocasionada pela poluição ambiental proveniente dos despejos de produtos tóxicos em resíduos sólidos e efluentes (industriais e domésticos).

O efluente é produzido por meio da utilização da água em diversas atividades desenvolvidas em residências, no comércio, nas indústrias, instituições públicas e outras entidades. No caso dos efluentes domésticos, estes possuem em sua composição graxa, óleos, espuma, bactérias causadoras de doenças, vírus, sais, compostos orgânicos persistentes, metais, materiais sólidos e sedimentos, podendo variar suas concentrações, porque o consumo da água e a produção de efluentes muda conforme as estações do ano, os dias da semana e as horas dos dias (DAVIS, 2010; MANAHAN, 2013; LOPES, 2015).

Em muitos casos os efluentes são destinados aos corpos hídricos sem receber tratamento ou após tratamento inadequado, sem o conhecimento de suas características, acarretando na poluição dos corpos receptores.

2.1.1 Poluição dos corpos receptores

A definição de poluição da água deve sempre associar o uso à qualidade. Sendo assim, pode ser conceituada como a alteração das características físicas, químicas e biológicas, que é responsável por prejudicar os usos preestabelecidos da água, como, por exemplo, o abastecimento público. A poluição aquática é categorizada como pontual ou difusa. A pontual tem sua origem conhecida, sendo, geralmente, proveniente de fábricas e estações de tratamento de efluentes. Essa fonte é causadora de 36% da poluição de corpos hídricos. A poluição difusa possui fontes não planejadas e sem licenciamento, podendo ser originada da agricultura, de minas, residências e construção de estradas. As fontes difusas representam 49% da poluição em um corpo hídrico, sendo difícil identificar o responsável pelo lançamento. Ainda não é possível identificar a fonte de 15% da poluição nas águas (DEFRA, 2012).

A poluição de corpos hídricos ocorre pelo lançamento de resíduos sólidos, escoamento superficial de produtos agrícolas, drenagem urbana e de esgotos domésticos e industriais sem tratamento ou com tratamento ineficiente (MANN; DHINGRA; SINGH, 2014; HALDER; ISLAM, 2015).

O lançamento de esgotos, tratados ou não, em corpos hídricos, altera as características físico-químicas e biológicas. Essa alteração será menor ou maior em função do tratamento empregado nos esgotos domésticos e do grau de diluição do corpo receptor.

O esgoto doméstico é uma das principais fontes de poluição da água, pois, são ricos em matéria orgânica e possuem compostos de difícil degradação. A consequência disto é a redução drástica do oxigênio dissolvido na água, pois, as bactérias o utilizam para realizar a decomposição da matéria orgânica (OWA, 2013).

Outra fonte de poluição da água é a descarga de efluentes provenientes do setor industrial. Este tipo de efluente, geralmente, possui uma temperatura mais elevada em relação à do corpo hídrico, causando alterações no metabolismo de diversos organismos. Sabe-se que, as características desse tipo de efluente estão relacionadas às atividades desempenhadas em cada indústria, podendo fornecer ao corpo hídrico compostos, como fertilizantes, detergentes etc. O excesso desses compostos causa sérios danos a vida aquática e terrestre, pois podem ser tóxicos (OWA, 2013).

- Poluição do solo e os recursos hídricos

O cultivo da terra, as práticas agrícolas, o lançamento de resíduos sólidos e líquidos causam forte impacto a atmosfera, hidrosfera e geosfera. O solo, por exemplo, é responsável pelo fornecimento de alimentos, pela reciclagem de matéria-prima e nutrientes, servindo como habitat para diversos organismos, sobretudo os fungos e as bactérias, e auxiliando na retenção de água, regulação de recursos hídricos, filtração e condução da água precipitada para reservatórios superficiais e subterrâneos. Nesse sentido, a água da chuva terá suas características alteradas conforme as condições do solo.

O deflúvio superficial urbano e agrícola, por exemplo, são fontes difusas de poluição, as quais contêm todos os poluentes depositados no solo por atividades urbanas, como, resíduos sólidos (sacolas, garrafas plásticas, embalagens de produtos etc.) e resíduos líquidos (efluentes). Quando há precipitação, esses poluentes são carregados para as partes mais baixas de uma bacia hidrográfica, ou seja, até as águas superficiais e lagoas de estabilização (SANTOS; SOUZA; SANTOS, 2013).

Ademais, a poluição do solo, também, pode acontecer através do lançamento de efluentes municipais com tratamento ineficiente. O efluente pode infiltrar no solo alterando as suas características físico-químicas e causando a poluição de águas subterrâneas (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

Esse lançamento de efluentes pode causar impactos ambientais, como, o carreamento de sedimentos para o fundo de rios, lagos, açudes e lagoas, provocando o aumento da turbidez e afetando as cadeias alimentares e o abastecimento público (MANAHAN, 2013; SOIL, 2015).

De modo geral, solos conservados previnem a poluição da água, pois resistem à erosão e podem absorver, degradar e imobilizar contaminantes químicos e efluentes, através de processos físicos, químicos e biológicos. Entretanto, existe um limite em função da carga lançada nele e do tempo de disposição. A erosão do solo e o escoamento superficial são os principais responsáveis pelos sedimentos, nutrientes, pesticidas e outros poluentes encontrados em águas superficiais (SOIL, 2015).

Todas as fontes de poluição citadas causam efeitos diretos nos usos da água, podendo prejudicar o abastecimento público e industrial, a navegação, a pesca, a agropecuária, a recreação e o turismo.

2.1.1.1 Efeitos da poluição nos múltiplos usos da água

O abastecimento público é um dos usos mais nobres da água, geralmente realizado pela captação de águas subterrâneas ou superficiais.

Apesar de sua importância, a diminuição da qualidade das águas de abastecimento tem sido impulsionada pelo setor industrial, crescimento urbano desordenado, desmatamento de margens de rios, uso e técnicas inadequadas de cultivo agrícola, lançamento de efluentes e descarte incorreto de resíduos sólidos. Esses fatores causam uma pressão nos corpos hídricos, pois ocorre o aumento de microrganismos patogênicos, o crescimento excessivo de algas, que liberam toxinas e, conseqüentemente, atribuem gosto, odor e cor a água, o aumento da dureza e o aparecimento de escumas, que podem prejudicar os usos da água como dessedentação e recreação (OLIVEIRA FILHO; DUTRA; CERUTI, 2012).

O acesso à água para recreação e dessedentação humana é um instrumento de suma importância, pois possibilita um lazer de baixo custo, impulsionando o turismo ecológico, a regulação da temperatura do corpo humano e outros benefícios a saúde. Para isto, a qualidade da água deverá ser adequada ao uso, evitando que os usuários sejam afetados por contaminação bacteriana, por vírus e parasitas, originados da descarga de efluentes e outras fontes de poluição (PACHECO, 2013).

A água é aplicada em diversos processos no setor industrial, por isso, a sua poluição pode afetar a fabricação de produtos, como, papel e celulose, processamento de aço, produção de bebidas, alimentos etc. Devido à demanda crescente e os custos elevados, o setor industrial

tem buscado reutilizar água de tratamento de efluentes e aproveitar água de chuva (ANDREOLI et al., 2014).

Outro setor que pode ser atingido é o da navegação. Pode não parecer uma atividade que exige qualidade da água, mas a formação de lodos em canais e a ação agressiva das águas causam danos à estrutura das embarcações (PINTO-COELHO; HAVENS, 2015).

A respeito dos impactos na navegação, o assoreamento de cursos dos rios Apodi-Mossoró, Açu, Cavalos e do complexo estuarino de Galinhos tem colocado em risco o comércio fluvial de sal no município de Areia Branca, RN. Uma das principais causas para o assoreamento dessas áreas é o desmatamento, pois a vegetação fixa o solo. Contudo, lagoas de estabilização assoreadas podem contribuir para esse processo por meio do transporte do efluente ao corpo receptor. No atual cenário, seria necessária a dragagem de trechos dos rios Apodi-Mossoró, Açu, Cavalos e do complexo estuarino de Galinhos, a fim de igualar o canal de acesso em 17 metros de profundidade (SARAIVA, 2014; SILVA; COSTA JUNIOR; SILVA, 2014; LABORATÓRIO DE TRANSPORTE E LOGÍSTICA, 2015).

Quanto o acesso à pesca, o seu fornecimento com qualidade depende das características da água. Dessa forma, o lançamento de efluentes líquidos pode lesar esta atividade, pois promove a morte de peixes, o desaparecimento de espécies, obstrui locais de deposição de ovos e podem contaminar espécies por metais pesados, biocidas, poluentes orgânicos persistentes e outros agentes bioacumulativos, podendo atingir, também, setores como a agropecuária (PEREIRA, 2012; PINTO-COELHO; HAVENS, 2015).

A poluição da água, também, pode causar a contaminação de diversos alimentos por bactérias, destruir plantações, degradar terras e aumentar os custos com o tratamento da água, exigindo um sistema de saneamento básico para reduzir os impactos negativos nessas atividades (BUAINAIN et al., 2014).

2.2 O SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ESGOTAMENTO SANITÁRIO

O tratamento dos efluentes torna-se uma ferramenta essencial na proteção dos recursos hídricos. Nesse sentido, a implantação de sistemas de tratamento está interligada aos investimentos realizados no saneamento básico.

Muitos investimentos têm sido realizados para mitigar o lançamento indiscriminado de efluentes em corpos hídricos. No Brasil, foi elaborado o Plano Nacional de Saneamento Básico, previsto na Lei nº 11.445/2007, cujo principal objetivo é traçar metas de curto, médio e longo prazo para a universalização do saneamento básico no país. É previsto no plano de saneamento básico: a universalização do acesso à água potável, a coleta de resíduos sólidos, a drenagem

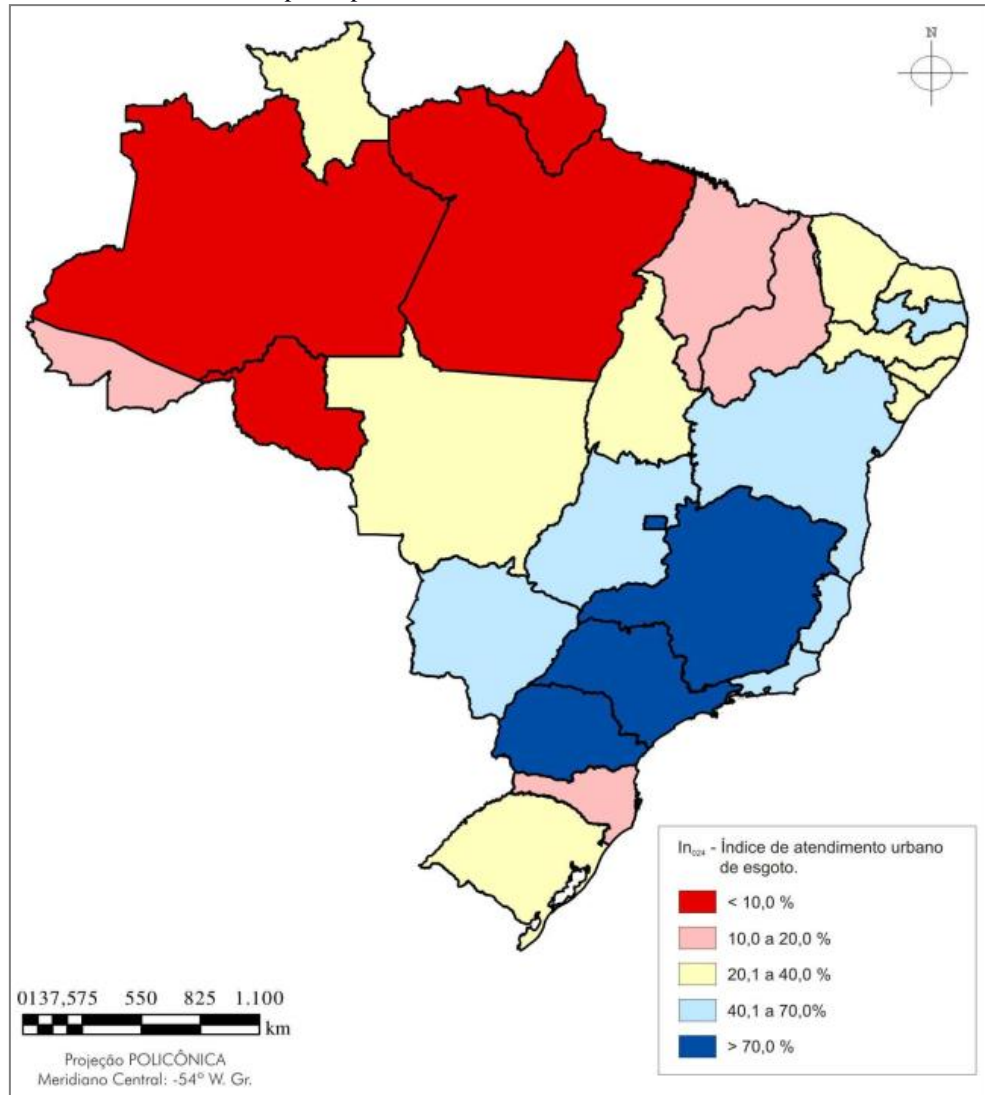
pluvial, a limpeza urbana e o esgotamento sanitário (BRASIL, 2007; INSTITUTO TRATA BRASIL, 2012; MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2013).

O sistema de esgotamento sanitário faz a coleta, conduz, trata e deve dispor o efluente com características aceitáveis no ambiente. O esgotamento pode ser do tipo unitário, separador absoluto ou misto. No sistema unitário, coletam-se as águas pluviais, os efluentes domésticos e industriais em um único coletor. Esse tipo de sistema não é viável, pois a sua implantação e o tratamento do efluente possuem custos elevados. No sistema separador absoluto só ocorre à coleta dos efluentes, tornando o custo de sua implantação menor em relação ao unitário. O sistema misto coleta os efluentes e uma parcela das águas pluviais (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2012).

No Brasil, muitos avanços foram realizados, porém a coleta e o tratamento do efluente doméstico ainda estão longe de alcançar condições satisfatórias (DANTAS et al., 2012). Em percentuais, 50,7% da população urbana brasileira possui rede coletora de esgoto, restando mais de 100 milhões de brasileiros sem acesso ao serviço. Apesar de possuírem rede coletora, mais de 3,5 milhões de brasileiros despejam esgotos irregularmente. No país, 40,8% dos esgotos gerados receberam algum tipo de tratamento no ano de 2014, um crescimento de 1,8% se comparado ao ano de 2013. Analisando os dados por região, as menores médias, para tratamento dos esgotos, são das regiões Norte (14,4%) e Nordeste (31,4%), enquanto as regiões Sudeste (45,7%), Sul (36,9%) e Centro-Oeste (46,4%) possuem médias superiores. As regiões Nordeste e Centro-Oeste apresentaram as maiores elevações em relação ao ano de 2013, obtendo um acréscimo de 1,7 e 4,7%, respectivamente. Apesar disso, a região Nordeste não tratou 46% de 77,4% dos efluentes coletados, lançando-os no ambiente (SNIS, 2016; INSTITUTO TRATA BRASIL, 2015b).

A diferença entre os efluentes coletados e os tratados é significativa, revelando que os sistemas de tratamento do Nordeste são insuficientes para atender a demanda. Em um contexto local, o estado do Rio Grande do Norte apresentou um índice médio de 20,1-40% para coleta de esgotos da área urbana (Figura 1).

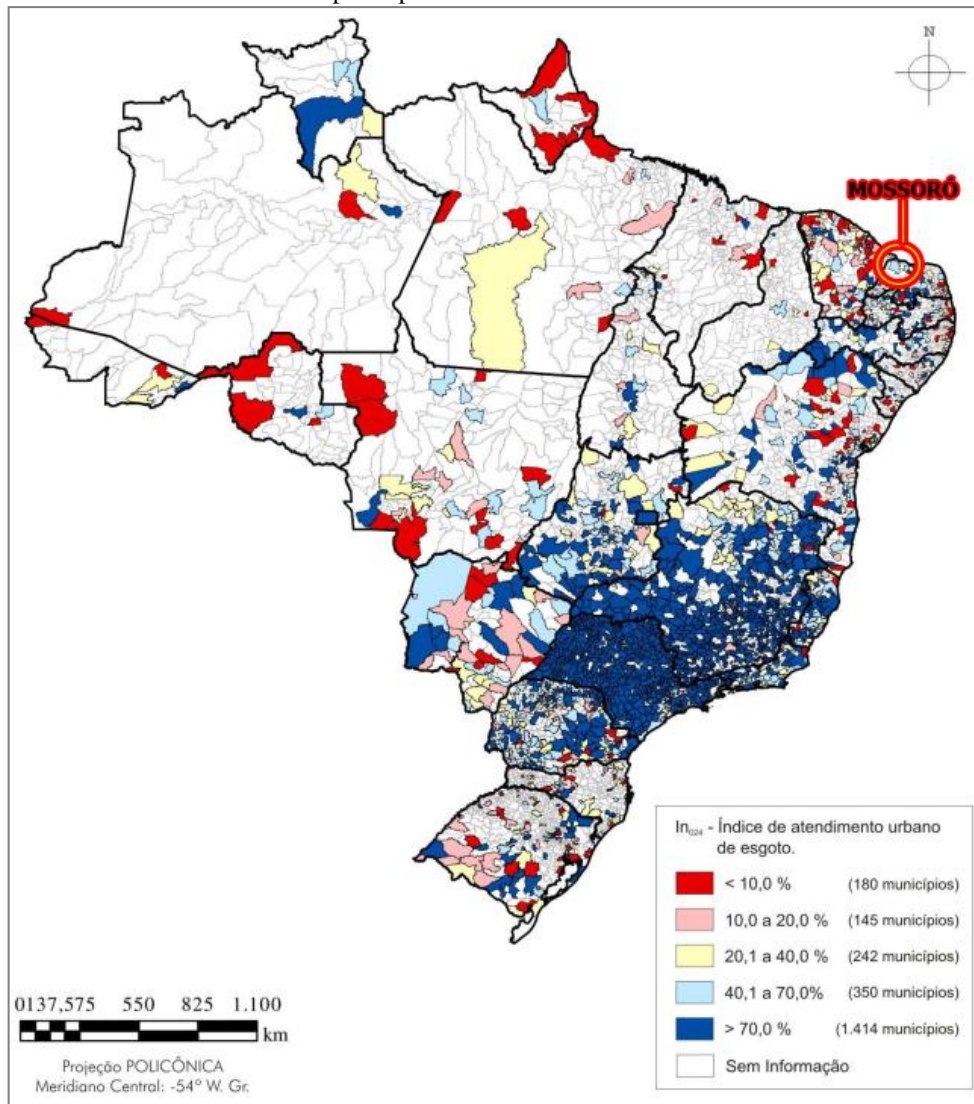
Figura 1 - Índice médio, por estado, da rede coletora de esgotos, cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS de 2014.



Fonte: SNIS (2016, p. 30).

A Figura 2 dispõe os dados por municípios da rede coletora de esgotos. No Brasil, 1.414 municípios possuem mais de 70% de seus esgotos coletados, enquanto 350 estão na faixa de 40,1 a 70%, entre eles o município de Mossoró-RN. Este possui 44,92% de atendimento total de esgotamento, sendo tratados 40,29% (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2016). A proporção entre a coleta e o tratamento não apresenta uma diferença significativa. Entretanto, deve-se considerar que mais de 4% dos efluentes não tratados são lançados em rios, como o Apodi-Mossoró, que em determinadas épocas do ano pode não possuir capacidade de autodepuração devido ao baixo volume de água.

Figura 2 - Índice médio, por municípios, da rede coletora de esgotos, cujos prestadores de serviços são participantes do SNIS de 2014.



Fonte: SNIS (2016, p. 31) - adaptado pelo autor.

A expansão da coleta e do tratamento de efluentes são de suma importância, pois proporcionam inúmeros benefícios econômicos, sociais e ambientais, auxiliando na redução de veiculação de doenças, como, febre tifoide, diarreia infecciosa, amebíase, esquistossomose, teníase etc., reduzindo os gastos com o tratamento dessas doenças, o afastamento de crianças da escola e de adultos do trabalho e a mortalidade infantil. Teixeira, Gomes e Souza (2011) fizeram um estudo comparativo, entre os anos de 2001 a 2006, das melhorias na saúde a partir da expansão do saneamento. A taxa de mortalidade de crianças menores de um ano por 1.000 nascidos vivos, caiu de 26,3%, em 2001, para 20,7% em 2006 devido à expansão nos serviços de saneamento. Em termos de economia, estima-se que para cada R\$ 1,00 investido em serviços de saneamento poderá ocorrer uma economia de R\$ 5,00 em serviços de saúde (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2013).

Entretanto, somente a expansão dos serviços de saneamento não é suficiente. É preciso garantir tratamento e destino adequado aos efluentes, monitorando as características físicas, químicas e biológicas a fim de assegurar efluentes finais que não causem impactos ambientais aos rios, lagos, aquíferos e aos outros sistemas ambientais, como o solo (KRONEMBERGER et al., 2011).

Os processos utilizados no tratamento dos efluentes variam em função do sistema empregado, os quais podem possuir etapas de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

2.2.1 Etapas básicas de sistemas de tratamento de efluentes

O tratamento preliminar é responsável pela remoção de sólidos grosseiros, óleos, graxas e outros detritos que entram na rede coletora de efluente, sendo realizado por meio de gradeamento (EPA, 2016). Após isto, o efluente é submetido ao tratamento primário.

Nesta fase, uma parte dos sólidos suspensos e da matéria orgânica é removida do efluente através de processos físicos, tais como sedimentação. O efluente tratado tem uma DBO elevada e uma grande quantidade de material orgânico suspenso, composto por graxas, partículas grossas e espuma. A sedimentação é capaz de remover, tanto sólidos sedimentáveis, quanto os da flotação. O tratamento primário é fundamental, pois evita que estes materiais sejam acumulados em outras unidades do sistema de tratamento e reduz problemas estruturais, como, entupimento de canalizações e desgaste de peças (TOPARE; ATTAR; MANFE, 2011; MANAHAN, 2013).

Depois de sedimentar, estes efluentes são tratados na etapa secundária, usualmente por um tipo de tratamento biológico. No Brasil, as primeiras estações de tratamento secundário foram implantadas no Rio de Janeiro, no ano de 1910, vinte anos após o seu surgimento na Inglaterra. Nesse tipo de tratamento, o principal objetivo é a remoção da DBO através de processos biológicos. Várias tecnologias podem ser usadas, mas o processo consiste, basicamente, na ação de microrganismos para a degradação da matéria orgânica. Esse material sofrerá oxidação biológica através do controle bacteriano em local apropriado. Um dos processos mais empregados é o intitulado filtro biológico (JORDÃO, 2015; DEC, 2015).

Os efluentes do tratamento secundário podem conter sólidos em suspensão, compostos orgânicos dissolvidos e microrganismos patogênicos, sendo necessária a aplicação de tratamento terciário. Os procedimentos mais usados são a cloração, ozonização e/ou remoção de substâncias orgânicas complexas, filtração rápida, adsorção, eletrodialise, osmose inversa ou troca iônica, floculação e radiação ultravioleta (MANAHAN, 2013; MARTINS, 2014a).

Santi (2013) fez um panorama a respeito dos tratamentos aplicados nas indústrias de papel e celulose, incluindo a opinião de consultores ambientais. Segundo eles, a inserção do tratamento terciário de efluentes deverá ser comum em pouco tempo, pois é uma alternativa que agrega valor ao processo e ajuda as empresas a atingirem as metas e padrões das legislações.

Nesse fluxo de tratamento, inúmeras tecnologias são utilizadas por grandes indústrias e companhias de tratamento de efluentes municipais. As mais usadas são divididas em dois grupos: sistemas mecanizados e simplificados.

2.2.2 Sistemas mecanizados de tratamento de efluentes

2.2.2.1 Lagoas de estabilização aeradas

As lagoas de estabilização com aeração possuem mais de três metros de profundidade, podendo ser aeradas por difusores ou aeradores de superfície. Estas lagoas promovem a eficiência do tratamento do efluente, podendo ser seguidas por uma etapa não aerada, responsável pela redução de sólidos suspensos (BIRKETT et al., 2011).

2.2.2.2 Filtros biológicos

É um dos processos mais simples para o tratamento biológico de efluentes. Nesse sistema, o efluente é aspergido sobre pedras, ou outro material sólido, com função de suporte coberto com uma camada de microrganismos. A estrutura do filtro permite o contato do efluente com o ar, causando a degradação da matéria orgânica pela interação dos microrganismos. Não é preciso usar bombeamento de ar, portanto, o consumo de energia é mínimo, sendo uma opção de tratamento de baixo custo (MANAHAN, 2013).

2.2.2.3 Lodos Ativados

Outro tratamento bastante difundido é o de lodos ativados. Nesse sistema é provocado o crescimento de microrganismos, em flocos no tanque de aeração, para que eles convertam o material orgânico em biomassa microbiana e CO_2 . O material formado é normalmente mantido no tanque de aeração, até os organismos passarem da fase exponencial de crescimento, na qual as células serão floculadas formando sólidos sedimentáveis. Esse processo é realizado no decantador, no qual, parte dos sólidos sedimentam e parte é reutilizada no sistema. Essa parte, é chamada de lodo de retorno, o qual é bombeado para a entrada do tanque de aeração e entra em contato com o esgoto recém-inserido no sistema. Isso permite que ocorra uma degradação da matéria orgânica mais rápida, pois, há uma grande concentração de microrganismos no lodo

de retorno que realizarão a degradação do esgoto de entrada. O sistema de lodo ativado é bastante eficaz e versátil, possibilitando a reciclagem constante de organismos ativos que degradam a matéria orgânica do efluente. Entretanto, a disposição do lodo representa um problema, pois, sua composição tem apenas 1% de sólidos e muitos componentes indesejáveis aos corpos hídricos (MANAHAN, 2013).

2.2.3 Sistemas simplificados não aerados de tratamento de efluentes

2.2.3.1 Disposição e tratamento via solo

Outra forma de tratar os efluentes é através da disposição no solo, após um tratamento primário. Nesse processo, os resíduos passíveis de tratamento são substâncias orgânicas biodegradáveis, as quais são dispostas no solo por meio de irrigação, escoamento superficial ou infiltração (MANAHAN, 2013).

No escoamento superficial, a aplicação do efluente no solo é feita de forma distribuída na parte superior de um terreno com uma determinada declividade, onde o esgoto escoar até atingir uma canaleta ou um corpo hídrico. A aplicação pode ser realizada de forma intermitente. Outra forma de dispor o efluente é por meio da irrigação, onde parte será incorporada pelas plantas e outra parte será infiltrada no solo. A junção do solo, com microrganismos e plantas proporcionam a estabilização do esgoto (FAEDO, 2010; FRANCO et al., 2014).

Apesar dos benefícios da utilização de efluentes para irrigação, por exemplo, ainda existe preconceito com a prática. Em ambientes urbanizados, a população pode rejeitar a disposição no solo, sendo necessária a adoção de alternativas para o tratamento e disposição final do efluente. Além disso, dependendo das condições do solo pode haver contaminação do lençol freático.

2.2.3.2 Lagoas de estabilização

Uma alternativa de baixo custo é o sistema de lagoas de estabilização. Esse sistema, objeto deste estudo, consiste na forma mais simples e uma das mais utilizadas para o tratamento de efluentes, dependendo de clima favorável, monitoramento e de grandes espaços para sua implantação (DEC, 2015). Diferente das lagoas de estabilização aeradas, que precisam de aeradores para fornecer oxigênio ao meio, estas lagoas dependem exclusivamente de ações naturais, como vento e temperatura para o fornecimento de oxigênio ao meio.

Nos Estados Unidos, a primeira construção de lagoas de estabilização foi em 1901, na cidade de San Antonio, Texas. Estas lagoas recebiam os despejos de animais e realizavam a

depuração de efluentes (EPA, 2011). Entretanto, nessa época não havia conhecimento científico sobre as lagoas e não eram realizados monitoramentos. Somente após a Segunda Guerra Mundial passou-se a ter controle desse tipo de sistema, o que permitiu o estabelecimento de parâmetros de funcionamento (KELLNER; PIRES, 1998).

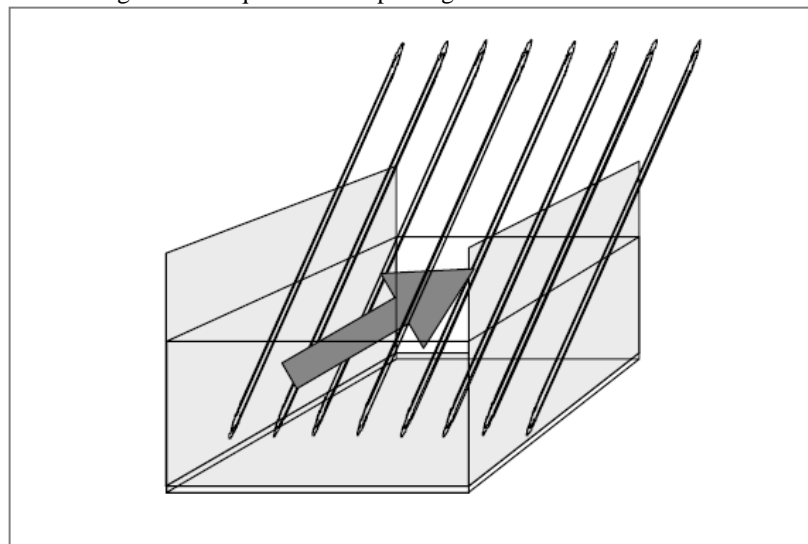
No contexto brasileiro, a implantação das lagoas de estabilização foi bem-sucedida, principalmente, devido à facilidade na operacionalização. Apesar de simples, a operação de lagoas de estabilização deve ser cautelosa, pois existem processos operacionais e de manutenção que devem ser executados com o intuito de garantir a eficiência do sistema e evitar problemas ambientais (ANDRADE NETO, 1997).

As lagoas de estabilização podem ser usadas para tratar uma variedade de efluentes, sendo mais utilizada para o tratamento de efluentes domésticos. Ademais, estas lagoas podem ser usadas de forma isolada ou combinadas com outros tipos de tratamento, sendo constituída basicamente por:

A) Gradeamento

O gradeamento é um mecanismo que visa à retenção dos sólidos grosseiros (plásticos, produtos de higiene pessoal, pedaços de tecidos, madeiras, pedras etc.) provenientes da entrada do efluente bruto (Figura 3).

Figura 3 - Esquema da etapa de gradeamento em uma ETE.



Fonte: SPERLING (2014, p. 183).

Ele é formado de grades, de aço ou ferro, que podem estar dispostas de forma paralela, vertical ou inclinada, permitindo o fluxo do efluente através do espaçamento entre as barras, e

evitando a entrada de resíduos sólidos grandes em outras unidades (BIRKETT et al., 2011; EPA, 2011).

Este espaçamento é determinado em função dos tipos de sólidos que se deseja remover. As barras podem ser classificadas em grosseiras, médias, finas e ultrafinas (peneiras), ver Tabela 1 (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Tabela 1 - Espaçamento entre as barras utilizadas na etapa de gradeamento de lagoas de estabilização.

Tipo de grade	Polegadas	Milímetros
Grosseiras	Acima de 1 ½	40 a 100
Médias	3/4 a 1 ½	20 a 40
Finas	3/8 a ¾	10 a 20
Ultrafinas ou peneiras	1/4 a ¾	3 a 10

Fonte: JORDÃO E PESSÔA (2014, p. 155).

Conforme Jordão e Pessôa (2014), a eficiência da retenção de materiais sólidos, também, dependerá da educação sanitária da população atendida, que, em muitos casos, é a responsável por inserir materiais que o sistema não consegue gradear. A disposição de águas pluviais em redes coletoras de efluente pode contribuir com o aumento de resíduos sólidos urbanos no sistema de tratamento. A capacidade de retenção em relação ao espaçamento das barras pode ser vista na Tabela 2.

Tabela 2 - Quantidade de sólidos que podem ser removidos em função do espaçamento das barras de gradeamento.

Espaçamento das barras (mm)	Quantidade típica de sólidos grosseiros retidos (L/1.000 m³)
12,5	50
20,0	38
25,0	23
35,0	12
40,0	9
50,0	6

Fonte: JORDÃO E PESSÔA (2014, p. 155).

Outro fator importante é a rigidez das grades. Estas deverão possuir capacidade suficiente para suportar a carga dos efluentes, os impactos e esforços operacionais e dos acúmulos de materiais sólidos. No que diz respeito à inclinação, as grades grosseiras são, geralmente, inclinadas e de limpeza manual, podendo ser, também, verticais, devendo existir mecanismos de limpeza. As grades médias e finas, de limpeza manual, possuem uma inclinação de 45 a 60° na horizontal. Quando são mecanizadas, podem ser inclinadas (60 a 90°) ou verticais. As grades com inclinação de 70 a 85° têm uma eficiência maior em relação às verticais, pois, evitam que o material se desprenda. Quanto às grades ultrafinas, estas sempre serão mecanizadas e têm inclinação de 70 a 85° (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Após o gradeamento, os efluentes são destinados às unidades de caixa de areia ou desarenador.

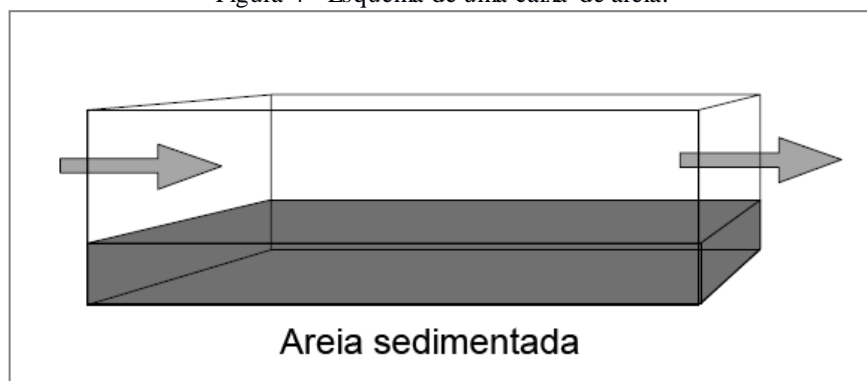
B) Caixa de areia ou desarenador

A areia dos efluentes é composta de material mineral, tais como, areia, pedrisco, silte, escória e cascalho. Neste material arenoso é encontrada uma quantidade de matéria orgânica putrescível, que geralmente são vegetais, gorduras, casca de ovos, pedaços de ossos, penas de aves, plásticos, fibras e pelos. A remoção desses materiais é de suma importância para o sistema, pois ameniza os efeitos adversos às outras unidades de tratamento, reduzindo o assoreamento das lagoas de estabilização e do corpo receptor (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

A caixa de areia é uma unidade que deve ser projetada para reter a areia com características indesejáveis ao efluente ou corpo receptor, armazenar os resíduos retidos durante o período entre as limpezas, e remover e transferir o material armazenado para o transporte e destino final. A remoção de areia evita o desgaste dos equipamentos e tubulações, reduz os danos em caixas de distribuição, poços de elevatórias, tanques, sifões e calhas (JORDÃO; PESSÔA, 2014; DIELE, 2014).

Esta unidade é localizada a montante da elevatória de esgoto bruto e a jusante do gradeamento. Entretanto, essa projeção deve estar de acordo com as condições técnicas, econômicas, de operação e manutenção da unidade (JORDÃO; PESSÔA, 2014). A Figura 4 dispõe um esquema de uma caixa de areia (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

Figura 4 - Esquema de uma caixa de areia.



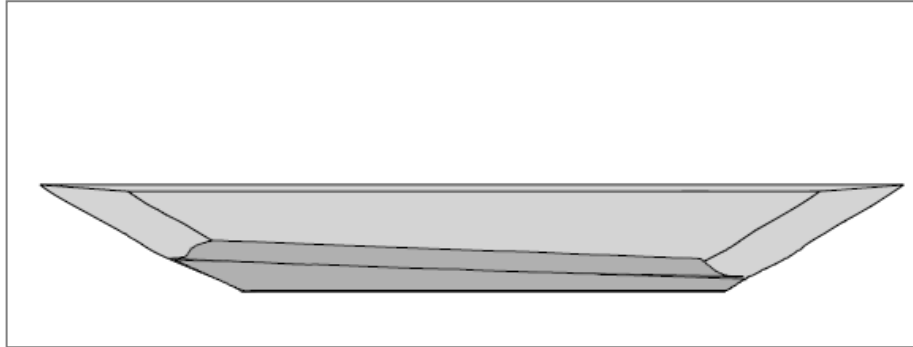
Fonte: SPERLING (2014, p. 183).

Depois desse processo de sedimentação da areia, os efluentes são encaminhados às lagoas facultativas para a degradação da matéria orgânica.

C) Lagoa facultativa e lagoas de maturação

Na lagoa facultativa o efluente é tratado por processos biológicos, sem o uso de qualquer equipamento, podendo ficar retido por vários dias (usualmente 20 dias) para que ocorra a estabilização da matéria orgânica (SABESP, 2014). Estas lagoas possuem estrutura relativamente simples, como mostra o esquema na Figura 5, mas os processos químicos e biológicos envolvidos no tratamento podem ser complexos.

Figura 5 - Esquema de um tanque de lagoa facultativa.

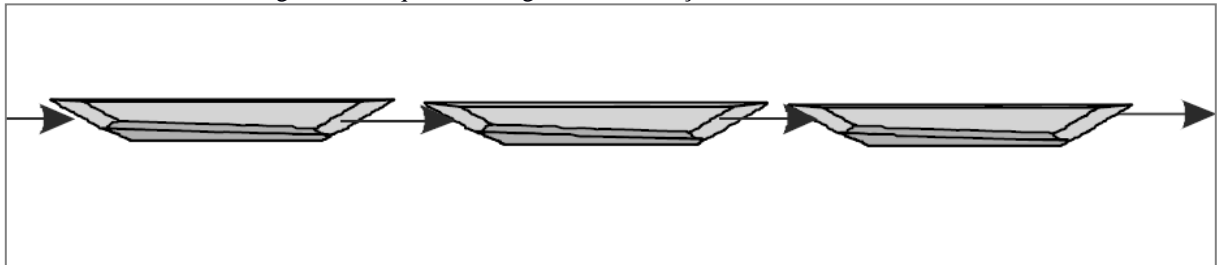


Fonte: SPERLING (2014, p. 185).

Na lagoa facultativa há o crescimento de algas que auxiliam na produção de oxigênio, usado pelas bactérias aeróbicas para a oxidação da matéria orgânica e, conseqüentemente, para a redução da DBO. Após este processo, a matéria orgânica coloidal será decomposta pelas bactérias anaeróbicas (EPA, 2011).

Nem todos os organismos patogênicos são removidos nessa unidade, sendo necessária a adoção de lagoas de maturação. Estas lagoas são unidades de pós-tratamento, comumente precedidas de lagoas facultativas ou de reatores anaeróbios, possuem uma baixa profundidade para facilitar a penetração da radiação solar ultravioleta, não necessitam da aplicação de produtos químicos e requerem grandes áreas para sua construção, pois, normalmente são construídas em série (Figura 6).

Figura 6 - Esquema de lagoas de maturação distribuídas em série.



Fonte: SPERLING (2007, p. 85).

Nessa etapa do sistema, a luz solar provocará a remoção de organismos patogênicos por meio de oxidação, por esse motivo estas lagoas são essenciais em sistemas que lançam seus efluentes em rios ou que são utilizados para irrigação de algumas culturas. Devido à

simplicidade e baixos custos, as lagoas de maturação são as mais recomendáveis para desativação de organismos patogênicos (EPA, 2011; SPERLING, 2014).

Todas as etapas do sistema devem garantir características aceitáveis aos efluentes, pois caso o tratamento não seja eficiente os efluentes poderão ocasionar diversos impactos ambientais nos corpos hídricos, como, por exemplo, excesso de matéria orgânica, alteração na temperatura, diminuição da incidência solar e modificação na dinâmica da fauna e flora (MANAHAN, 2013).

Nesse sentido, a caracterização de efluente é uma ferramenta essencial para assegurar a eficiência do tratamento, podendo identificar as principais fontes de poluição e proporcionar subsídios para a mitigação dos impactos ambientais.

2.3 A IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PARA A SUSTENTABILIDADE DOS ECOSISTEMAS

A caracterização ambiental de efluentes é uma forma de avaliar o desempenho de lagoas de estabilização, sendo complexa e necessitando de planejamento cuidadoso de todas as etapas. É importante que seja realizada a definição objetiva do que se deseja caracterizar, o planejamento de amostragem, abarcando a seleção dos parâmetros e locais de amostragem, o número de amostras, o tempo de amostragem e os equipamentos e métodos adequados para coleta e preservação das amostras. Além disso, é preciso definir os métodos analíticos e interpretar os dados de forma adequada. Dentro do planejamento é essencial que sejam avaliadas as diversas variáveis dos ambientes estudados, tais como: a natureza das amostras, os usos do corpo hídrico (consumo humano, preservação da vida aquática, irrigação, dessedentação de animais, navegação, abastecimento e recreação), os destinos finais dos efluentes (solo, corpo hídrico ou irrigação), a área de influência e características da área de estudo (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011).

A união dessas variáveis proporcionará uma visão mais abrangente da situação ambiental da área de estudo, fornecendo dados que poderão determinar a influência de efluentes tratados em corpos hídricos e qual a eficiência de sistemas de tratamento de efluentes. A caracterização de efluentes tratados é de suma importância para os corpos hídricos, pois, determina se estes estão descumprindo os padrões estabelecidos em lei e prejudicando os diversos usos da água.

Dentro desse contexto, a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 estabelece condições, critérios, parâmetros e padrões para a gestão

dos efluentes lançados em corpos hídricos, determinando que: “os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais, do seu enquadramento”. Segundo a resolução, quando o efluente apresentar características indesejáveis aos corpos receptores, os órgãos locais responsáveis podem “exigir uma tecnologia ambientalmente adequada e economicamente viável para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo corpo receptor” (BRASIL, 2011, p. 1-2).

2.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DE AMOSTRAS

2.4.1 Parâmetros físicos

- Turbidez

A turbidez é um parâmetro que provoca a dispersão e/ou absorção da luz, fazendo com que esta não seja transmitida em linha reta através da amostra. É originada pela presença de materiais em suspensão, tais como, argila, silte, matéria orgânica e inorgânica, finamente dividida, compostos orgânicos solúveis coloridos, plâncton e outros organismos microscópicos. O lançamento de efluentes é uma das principais causas para o aumento da turbidez nos corpos hídricos, pois estes possuem grande quantidade de matéria orgânica em sua composição. Valores elevados de turbidez podem alterar a estética da água e reduzir a produtividade de organismos autotróficos (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011; ÇAKO; BACI; SHENA, 2013).

- Temperatura

Outro parâmetro essencial ao metabolismo dos seres vivos é a temperatura. Em sistemas de lagoas de estabilização a temperatura é imprescindível, pois as reações químicas e biológicas são influenciadas por ela. Isso acontece porque a temperatura é vital para acelerar as reações de algumas bactérias que degradam a matéria orgânica nos efluentes. Estas bactérias são classificadas conforme a temperatura em que melhor se desenvolvem, podendo ser crófilas ou psicrofílas, mesófilas e termófilas (LEMOS, 2011; WANG, 2012; RAGUSH et al., 2015).

Este parâmetro pode influenciar diretamente no comportamento de outros, como, por exemplo, o seu aumento pode diminuir a solubilidade dos gases (OD) e aumentar a condutividade elétrica.

2.4.2 Parâmetros químicos

- pH - Potencial hidrogeniônico

Trata-se de um parâmetro que mede a concentração de íons hidrogênio H^+ em uma determinada amostra, sendo definido como o logaritmo negativo da concentração do íon hidrogênio (Equação 1). Seu valor varia de 0 a 14, sendo ácido quando a água apresenta valor inferior a 7, básico ou alcalino acima de 7 e neutro quando o valor é igual a 7. Quanto menor o valor do pH de uma amostra, maior é a concentração de H_3O^+ e menor a de íons OH^- (COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2011). Valores acima de 9 podem prejudicar o processo de crescimento de microrganismos, valores entre 5 e 9 são positivos e pH abaixo de 3 ou acima de 11 pode causar a morte de algumas espécies de peixes.

$$\text{EQ. 1} \quad \text{pH} = -\log_{10}[H^+]$$

- Nitrogenados (nitrogênio total, nitrato e nitrito)

O desmatamento de florestas, o uso intensivo de combustíveis fósseis, a descarga de águas residuais sem tratamento e o contínuo crescimento populacional estão alterando o ciclo do nitrogênio e as suas concentrações nos reservatórios. Em condições ideais, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito e, posteriormente, a nitrato por meio da nitrificação. Este processo é unicamente biológico e aeróbio, o qual é feito por bactérias quimiolitotróficas que oxidam o nitrogênio amoniacal a nitrato. A desnitrificação é responsável por devolver o nitrogênio à atmosfera por processos biológicos, que ocorrem em condições anóxicas, ou seja, na presença de nitrato e sem oxigênio. Na ausência do oxigênio, as bactérias heterotróficas facultativas usam o nitrato como aceptor de elétrons, convertendo-o a N_2 , que, por sua vez, retorna a atmosfera e completa o seu ciclo (ASSUNÇÃO, 2009).

O Nitrogênio total (N_{total}) é a combinação de íons amônio e do nitrogênio orgânico. O nitrito (NO_2^-) é uma forma de oxidação intermediária de nitrogênio e ocorre por processos de oxidação do amônio e redução do nitrato, processos estes comuns em sistemas de tratamento de esgotos. Este parâmetro pode ser determinado através da espectrometria ultravioleta visível ou cromatografia iônica (coluna catiônica) (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Os principais processos para remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização envolvem a volatilização (da amônia), assimilação pelas algas (amônia e nitrato), atividade das bactérias (através da nitrificação e desnitrificação) e sedimentação (do nitrogênio orgânico particulado) (PASSOS, 2012).

Na volatilização da amônia ocorre um processo físico onde há o despreendimento de gás amônia (NH_3) a partir da dissociação do íon NH_4^+ em ambientes aquáticos com pH elevado. No

caso da assimilação, os microrganismos usam o nitrogênio para sintetizar aminoácidos, proteínas, bases nitrogenadas, ácidos nucleicos, hormônios, clorofila e outras moléculas. Os organismos assimilam, principalmente, as formas de amônia ionizada (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) para formação das diversas estruturas celulares. Os principais organismos responsáveis pela assimilação do nitrogênio, em sistemas de lagoas de estabilização, são as algas (ASSUNÇÃO, 2009). Altos teores de nitrogênio podem eutrofizar o meio, assim como valores elevados de fosfato, enquanto valores elevados de nitrato podem ser tóxicos ao ambiente.

- Fosfato

O fosfato é um nutriente importante para o crescimento de organismos, podendo ser fator limitante a produtividade em um corpo hídrico. Sua presença está relacionada a processos naturais, através da dissolução de rochas, do carreamento de solo, da decomposição de matéria orgânica e aos processos antrópicos, como o lançamento de esgotos, detergentes, fertilizantes e pesticidas. No meio ambiente, esse nutriente é encontrado na forma orgânica (matéria orgânica dissolvida e particulada na biomassa) e inorgânica (uma fração solúvel de sais dissolvidos de fosfato e outra insolúvel, representada por minerais de difícil solubilização, como o fosfato de cálcio). Nas águas residuais, a principal fonte de fosfato são os detergentes fosfatados, utilizados em grande escala em atividades domésticas, onde valores elevados podem causar a eutrofização de rios.

Em sistemas de tratamento de esgotos a remoção de fosfato pode ser feita através de processos biológicos e/ou físico-químicos. Nos tratamentos biológicos, a remoção do nutriente é baseada na alternância entre ambientes aeróbios e anaeróbios, nos quais um determinado grupo de bactérias assimila uma quantidade de fosfato, superior à necessária para seus processos metabólicos. Essas bactérias são removidas do sistema, sendo retirado o fosfato absorvido por elas. Nos tratamentos físico-químicos é adicionado sulfato de alumínio, cloreto férrico ou cal com o objetivo de precipitar o fosfato. São procedimentos mais onerosos, pois se aumenta a quantidade de produto químico aplicado e gera-se mais lodo (SPERLING, 2014).

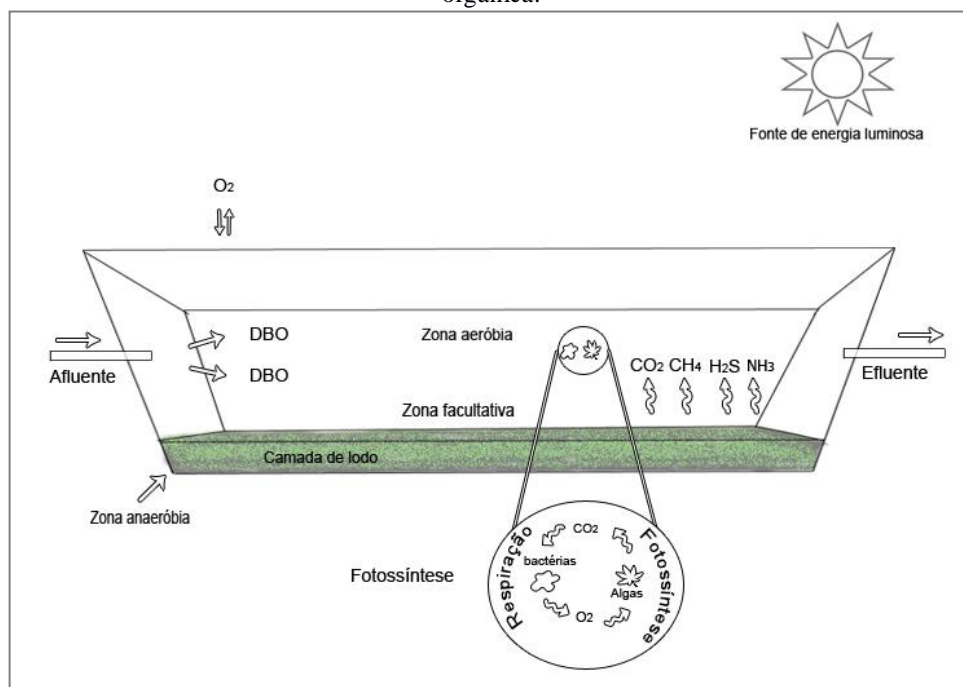
- DBO e DQO

Estes parâmetros são utilizados para identificar a presença de matéria orgânica em uma amostra, indicando a demanda de consumo de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). Essa matéria orgânica pode ser originada de forma natural, através do decaimento de folhas de plantas e por restos de animais, e de forma antrópica, devido à presença de fezes, urinas, detergentes, gorduras, óleos e graxas etc.,

lançadas em rios, lagoas, lagos, açudes e outras fontes de água. No que diz respeito aos efluentes, a DBO é utilizada para indicar a força desses, portanto, quanto mais elevada a DBO maior será a concentração de matéria orgânica nesse efluente. A análise desse parâmetro é de suma importância para determinar a eficiência do tratamento do efluente, uma vez que, uma das principais funções das lagoas de estabilização é reduzir a quantidade de matéria orgânica (PENN; PAUER; MIHELIC, 2009). Altos teores de DBO podem causar a redução drástica do OD, a morte de diversas espécies de peixes e atribuir sabores e odores desagradáveis.

Nos sistemas de lagoas de estabilização, a DBO solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobicamente nas lagoas facultativas por meio de bactérias presentes no meio, enquanto a DBO suspensa é sedimentada e estabilizada anaerobicamente pelas bactérias no fundo da lagoa. No processo aeróbio, parte do CO_2 utilizado pelas bactérias é fornecido pelas algas, através da fotossíntese, e outra parte pela interação com a superfície (SPERLING, 2014). Os processos que ocorrem nas lagoas facultativas, para degradação da matéria orgânica, podem ser vistos na Figura 7.

Figura 7 - Processos químicos e biológicos que ocorrem nas lagoas facultativas para degradação da matéria orgânica.



Fonte: Adaptado pelo autor com base em Sperling (2014).

A eficiência da remoção da matéria orgânica dependerá dos tipos de tratamentos desenvolvidos nas unidades e das condições operacionais. Na Tabela 3 podem ser vistas as eficiências para diversos tipos de sistemas.

Tabela 3 - Porcentagem da eficiência de diversos sistemas de tratamento de efluentes na remoção de DBO.

Sistema de tratamento	Eficiência na remoção de DBO (%)
Tratamento primário	35-40
Lagoa facultativa	70-85
Lagoa de maturação	<25
Lagoa facultativa, seguida de maturação	Não disponível na literatura
Lagoa anaeróbica - lagoa facultativa	70-90
Lagoa aerada facultativa	70-90
Lagoa aerada de mistura completa – lagoa de decantação.	70-90
Lodos ativados convencional	85-93
Aeração prolongada	93-98
Filtro biológico (baixa carga)	85-93
Filtro biológico (alta carga)	80-90
Biodisco	85-93
Reator anaeróbico de manta de lodo	60-80
Fossa séptica - filtro anaeróbico	70-90
Infiltração lenta no solo	94-99
Infiltração rápida no solo	86-98
Infiltração subsuperficial no solo	90-98
Escoamento superficial no solo	85-95

Fonte: SPERLING (2014, p. 123).

- OD

O OD é essencial para o metabolismo de organismos aeróbicos que vivem nas águas, sendo um fator limitante aos seres vivos. Alguns peixes não resistem a um OD inferior a 5,0 mg/L, sendo as larvas menos tolerantes. Este parâmetro pode sofrer redução em sua concentração devido ao aquecimento artificial da água, causado pelo efluente, ou pela eutrofização. A redução causa o desenvolvimento de um efluente com odor forte e pode provocar a morte de inúmeras espécies de peixes.

Nos esgotos brutos, os teores de OD são, geralmente, nulos ou próximos de zero devido à grande quantidade de matéria orgânica, ocasionando num elevado consumo de OD pelos organismos decompositores. Nos sistemas com lagoas facultativas, o OD é originado do processo fotossintético realizado pelas microalgas, podendo apresentar teores próximos à saturação ou mais elevado, e, também, tem origem pela reaeração atmosférica na superfície. Sendo assim, espera-se que quanto menor a profundidade da lagoa, maiores os teores de OD, pois, isto facilita a penetração da luz, proporcionando o processo de fotossíntese pelas microalgas (PASSOS, 2012; SPERLING, 2014).

- Sólidos totais, fixos e voláteis

Os sólidos são constituintes importantes a serem analisados em amostras de efluentes, pois representam carga poluente. Existem duas categorias para os sólidos: os sólidos suspensos e os dissolvidos. A diferença entre os dois pode ser dada através da filtração da amostra, ou

seja, o que permanecer em um filtro de 0,45-2 microns (μm) é considerado sólidos suspensos, o que passar é definido como sólidos dissolvidos. Estes podem conter poluentes orgânicos, como carboidratos, proteínas, gorduras, óleos, surfactantes, amônia e ureia, assim como, também, componentes inorgânicos, como o carbonato, bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio e sódio. Os sólidos ainda podem ser caracterizados como voláteis ou fixos. Os sólidos voláteis serão volatizados a uma temperatura de 550 °C e os fixos não (MEMORIAL UNIVERSITY, 2015; KIEPPER, 2017).

Todos os constituintes químicos presentes na amostra são chamados de sólidos totais, servindo como base para determinar a qualidade estética da amostra e como indicador de poluentes (PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011). Destaca-se que valores elevados de sólidos podem comprometer a estabilidade do meio aquático, contribuindo para a adsorção de poluentes, e causar danos à vida aquática (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011; SPERLING, 2014).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

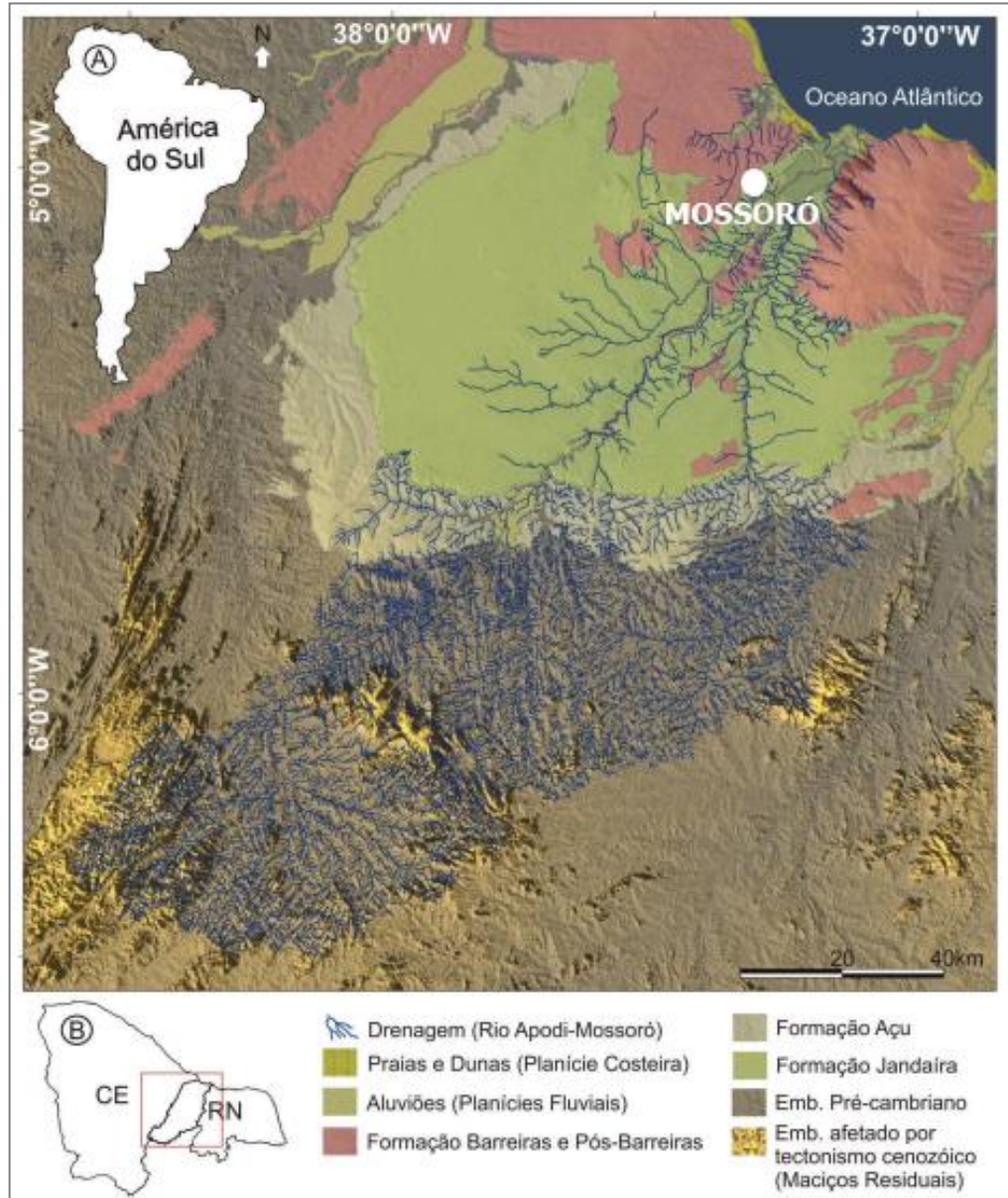
As ETes estudadas estão localizadas no município de Mossoró - RN, cuja população é estimada em 291.937 habitantes para o ano de 2016. A localidade possui um clima quente (do tipo Bsh, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger), comum em regiões semiáridas, com precipitação irregular, média anual de 673 mm, temperatura média de 27,4 °C e umidade de 68 % (SANTOS et al., 2013 apud CARMO FILHO; OLIVEIRA, 1995; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2016).

A respeito do relevo, Mossoró está inserido geologicamente na província Borborema, sendo constituído pela formação Jandaíra, grupo barreiras, depósitos colúvios-eluviais, flúvio lagunares e depósitos aluvionares (FERREIRA, 2013; OLIVEIRA; 2013; SARAIVA, 2014).

Com isso, a principal bacia hidrográfica da área é a Apodi-Mossoró. Ela ocupa uma área de 14.270 km², cerca de 26,8 % do território do Estado. Na maior parte do território da bacia as precipitações anuais médias são em torno de 700 mm, havendo áreas, próximas a foz e na região a leste do trecho médio do rio do Carmo, onde a média é de 600 mm. A montante da localidade de Tabuleiro Grande há uma média de 900 mm e na região alta de Martins de 1.100 mm (PREFEITURA MUNICIPAL DE MOSSORÓ, 2010; SILVA et al., 2015a). A formação do relevo da região e a área da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró podem ser visualizadas na Figura 8.

Alguns estudos foram realizados nessa bacia com o intuito de avaliar os impactos ambientais. O CETEM (2013) apontou os impactos ambientais gerados pelas atividades antrópicas à bacia do rio Apodi-Mossoró, salientando que a ocupação em áreas de proteção ambiental tem aumentado nos últimos anos. O lançamento de efluentes, sem tratamento, é mais presente em trechos urbanizados do rio, como no município de Mossoró. O despejo de efluentes industriais tem provocado à poluição química do rio, identificada pela presença de metais pesados, como cádmio, ferro, chumbo e zinco.

Figura 8 – Formação do relevo e área da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró no estado do RN.



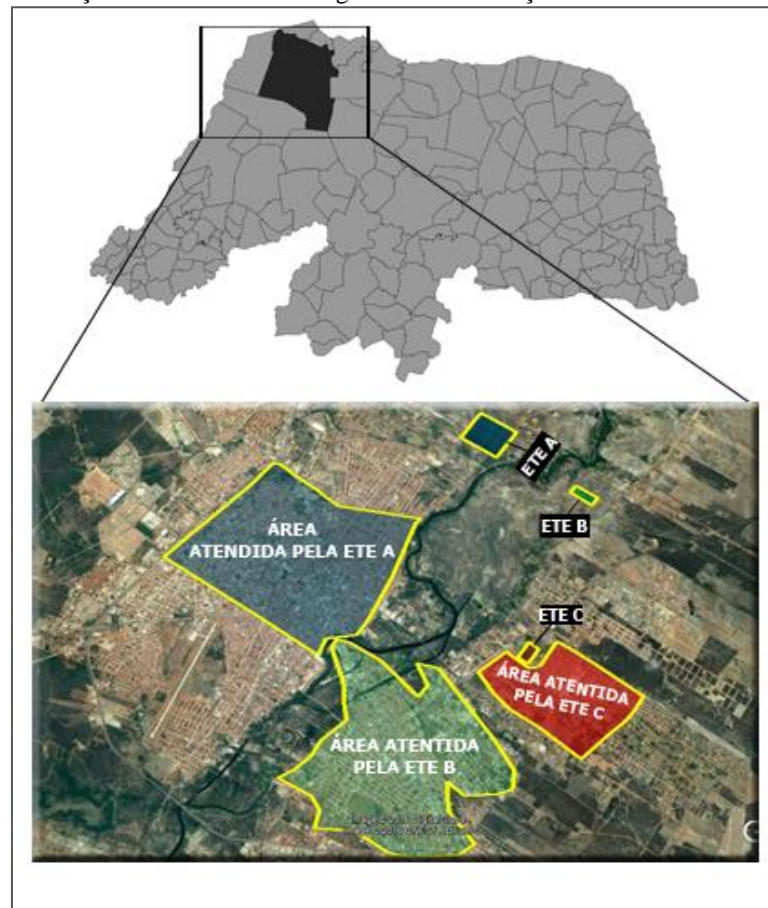
Fonte: Adaptado pelo autor com base em Maia e Bezerra (2008) apud Maia e Bezerra (2012).

Segundo o Instituto Trata Brasil (2016), o sistema de esgotamento sanitário atende a 44,92% do município com um total de 3 unidades de tratamento, as quais foram nomeadas nesse estudo como ETE A, ETE B e ETE C. Elas realizam o tratamento e a posteriori lançam seus efluentes no rio Apodi-Mossoró e em solos próximos a este. Silva (2013) e Silva et al. (2015b), monitoraram a qualidade da água nos trechos do rio, enquanto Barbosa et al. (2016) identificaram a presença de macroinvertebrados bentônicos, os quais são resistentes a poluição, sendo um indicativo de que o ambiente pode estar contaminado ou poluído por efluentes. Apesar disso, não há registros na literatura da avaliação da eficiência das lagoas de tratamento de efluentes de Mossoró e como esses resultados podem influenciar na qualidade do corpo receptor.

A ETE A, localizada nas coordenadas geográficas 5° 09'38.69"S; 37° 19'04.98"O, é composta por gradeamento, caixa de areia, quatro módulos independentes, cada um possui uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação em série, totalizando doze lagoas (CAERN, 2013a).

A ETE B possui gradeamento na estação elevatória, caixa de areia e dois módulos, cada um com uma lagoa facultativa e duas de maturação, totalizando 6 lagoas (localizadas nas coordenadas geográficas 5° 11'53.41"S; 37° 18'48.25"O). A ETE C possui um módulo com uma lagoa facultativa e uma de maturação e não tem gradeamento e desarenador. As lagoas dessa unidade atendem um conjunto habitacional, totalizando mais de duas mil ligações, e estão localizadas nas coordenadas geográficas 5° 10'18.01"S; 37° 18'13.97"O. Todas as ETES e suas áreas de atendimento estão demarcadas na Figura 9.

Figura 9 - Demarcação das áreas das três lagoas de estabilização em estudo e as áreas atendidas.



Fonte: Gerada com base no software *Google Earth* - adaptado pelo autor (2016).

3.2 ETAPAS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.2.1 Caracterização das áreas das ETES

Visou à identificação das atividades e dos processos que possam prejudicar a eficiência do sistema, e conseqüentemente, causar alterações aos sistemas ambientais. Para a caracterização das áreas assoreadas das lagoas utilizou-se o *software Google Earth* e foram realizadas visitas a localidade para confirmar os dados. Além disso, foi utilizado um roteiro estruturado para caracterizar as áreas, baseado nas orientações de Menezes, Silvino e Carvalho Neto (2006), permeando por questões estruturais, operacionais, de manutenção, históricas e observações de campo (Tabela 4). O roteiro foi aplicado quatro vezes (outubro, novembro e dezembro de 2016 e janeiro de 2017), a fim de observar as mudanças nos locais ao longo do tempo, sendo apresentada a média dos principais resultados obtidos.

Tabela 4 – Roteiro estruturado aplicado para caracterização das áreas das ETEs A, B e C.

Roteiro de caracterização de área de lagoas de estabilização	
Informações gerais	
1). Nome da estação de tratamento:	_____
2). Código de identificação:	_____
3). Quantos habitantes atende:	_____
4). Vazão _____ Última medição em: _____/_____/_____	
5). Quantidade de módulos:	_____
6). Unidades de tratamento: () Lagoa (s) facultativa (s) () Lagoa (s) de maturação	
7). Existe um operador responsável pela estação? () Sim () Não	
8). São realizadas manutenções periódicas na estação? () Sim () Não	
Aspectos operacionais	
1). A área é isolada para evitar a entrada de pessoas e animais? () Sim () Não	
2). Existe placa de identificação fixada na estação? () Sim () Não	
3). Ocorre disposição de resíduos sólidos no entorno da estação? () há disposição () Não ocorre disposição.	
4). Há presença de resíduos sólidos dentro das unidades de tratamento? () Sim () Não	
5). A estação possui sistema de gradeamento? () Sim () Não	
6). Em caso positivo, qual o estado de conservação das grades? () estão em perfeito estado () as grades estão danificadas () Não se aplica	
7). Qual o espaçamento entre as grades? _____ 40 a 100 mm (grade grossa), 20 a 40 mm (grade média), 10 a 20 mm (grade fina).	
8). Os resíduos estão acumulados nas grades? () Sim () Não () Não se aplica	
9). Os resíduos sólidos estão ultrapassando as grades? () Sim () Não () Não se aplica	
10). Há indícios de assoreamento nas unidades? () Sim () Não	
11). Há formação de espumas nas unidades de tratamento? () Sim () Não	
12). As tubulações estão em bom estado de conservação? () Sim () Não	
13). Qual o local de descarte final do efluente tratado? () corpo hídrico () solo	
14). O local de descarga do efluente final é de fácil acesso? () Sim () Não	
15). A bomba da estação está funcionando () Sim () Não	
16). Em casos de emergências, caso a bomba deixe de funcionar, existe alguma para substituir imediatamente? () Sim () Não	
17). Ocorre aplicação de cloro? () Sim () Não	
Observações gerais:	

Fonte: Menezes, Silvino e Carvalho Neto (2006) – adaptado pelo autor.

3.2.2 Pontos de amostragem de efluentes

Para a avaliação do sistema foram coletadas amostras simples de efluentes, cujos volumes e quantidade variaram conforme o método analítico adotado. Estes foram coletados,

em frascos âmbar, nas entradas das lagoas (efluente bruto) e nas saídas do tratamento (saída da última lagoa de maturação). Vale destacar que, as amostras de efluente bruto foram coletadas em cada entrada da lagoa devido à impossibilidade de se coletar antes. As técnicas de coleta e preservação de amostras seguiram as orientações da NBR 9898/1987 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

As coletas foram realizadas no período seco (outubro/2016) e após as primeiras chuvas (janeiro/2017) em 14 pontos distribuídos entre as ETEs A, B e C, no período matutino (Figura 10).

Figura 10 - Demarcação dos pontos de amostragem nas três unidades de tratamento de efluente.



Fonte: Google Earth - adaptado pelo autor (2016).

3.2.3 Análises das amostras de efluentes

As análises foram realizadas, em triplicata, nos laboratórios da UERN (Laboratório de Eletroquímica e Química Analítica - LEQA e Laboratório de Catálise, Ambiente e Materiais - LACAM) e em campo, com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). Os parâmetros analisados estão listados na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros e limites estabelecidos pela legislação para o lançamento de efluentes em corpos hídricos e locais de análises.

CONDIÇÕES E PADRÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS				
Parâmetros	Limites			Local de análise
	Libânio (2010)	CONAMA n° 357/2005	CONAMA n° 430/2011	
pH			Entre 5 e 9	Campo
Temperatura (°C)			40 °C (máximo)	Campo
OD (mg/L)		Mínimo de 5 mg/L		Campo
DBO (mg/L)			Remoção mínima de 60% ou 120 mg/L	Laboratório
DQO (mg/L)		-	-	Laboratório
Óleos e graxas (mg/L)			100 mg/L	Laboratório
Sólidos totais (mg/L)		500 mg/L		Laboratório
Sólidos orgânicos (mg/L)		-		Laboratório
Sólidos inorgânicos (mg/L)		-		Laboratório
Nitrogênio total (mg/L)			20 mg/L	Laboratório
Nitrato (mg/L)		10 mg/L N		Laboratório
Nitrito (mg/L)		1,0 mg/L N		Laboratório
Turbidez (NTU)		100 NTU		Laboratório
Fósforo total (mg/L)		0,03 ambientes léticos 0,05 ambientes intermediários (com tempo de residência entre 2 e 40 dias)		Laboratório
Condutividade elétrica	1.000 valor impactante			Laboratório

Fonte: Brasil (2005) e Brasil (2011).

- Determinação de Temperatura, OD e pH.

Os parâmetros foram determinados com o auxílio do medidor multiparâmetro portátil modelo 5 Star, da marca Orion, previamente calibrado. Elas foram coletadas com frasco âmbar, pois a vazão, tanto do efluente de saída, quanto de entrada, era muito forte fazendo com que o eletrodo, quando inserido diretamente no efluente, entrasse em contato com a atmosfera, fornecendo resultados que não eram confiáveis. Sendo assim, manteve-se o frasco fechado, abrindo-o somente quando entrou em contato com o efluente e fechando-o após completar todo o recipiente. O eletrodo foi inserido no frasco e os resultados anotados.

- Determinação de CE

O parâmetro foi determinado em laboratório, assim como no estudo de Sá Júnior, Melo e Santos (2016), a partir do multiparâmetro modelo 5 Star, da marca Orion, previamente calibrado. As amostras foram medidas diretamente no frasco com eletrodo. Segundo APHA (2005), o procedimento pode ser realizado, tanto em laboratório, quanto em campo.

- Determinação de nitrogênio total, nitrito e nitrato

Para determinação do nitrogênio total foram utilizados tubos e autoclave. As amostras foram filtradas e inseridas nos tubos, sendo autoclavadas por 1 h. Após esse período, realizou-se a leitura no UV-visível, modelo Cary 50 Conc, da marca Varian, usando uma curva padrão previamente feita no aparelho.

Quanto ao nitrato, as amostras foram inseridas em erlenmeyer, sendo adicionada a ela uma solução de suspensão de hidróxido de alumínio e retirada a parte sobrenadante. Após isto, as amostras foram filtradas com papel de filtro qualitativo e realizada a leitura no UV-visível no comprimento de onda padrão, feita no aparelho, de 220 nm.

Para a determinação de nitrito foi utilizada 10 mL de amostra filtrada e 1,0 mL de solução de sulfanilamida. A amostra foi agitada e ficou em repouso de 2 a 8 minutos para que ocorresse a reação de diazotização completa. Posteriormente, adicionou-se 4,0 mL de bicloridrato de n (1-naftil) etilenodiamina e agitou-se a amostra. Após 10 minutos foi feita a leitura no UV-visível, no comprimento de onda de 543 nm, usando curva padrão previamente feita no aparelho.

- Determinação de fosfato

As amostras foram filtradas e inseridas nos tubos, com 1 mL de persulfato de potássio, e levadas à autoclave por 1 h. Após esse período, foram retiradas e a elas foi adicionado o reagente misto (preparado com solução de ácido sulfúrico, solução de tartarato de potássio e antimônio, solução de molibdato de amônia e solução de ácido ascórbico). A leitura foi feita no UV-visível após o desenvolvimento da cor azul na amostra, usando curva padrão previamente feita no aparelho com comprimento de onda de 882 nm.

- Determinação de sólidos totais, orgânicos e inorgânicos

Foram usados cadinhos, previamente lavados, secos e pesados (P0). Adicionou-se 25 mL das amostras aos cadinhos, os quais ficaram na estufa por 24 h a uma temperatura de 100-110 °C. Após esse período, os cadinhos foram retirados, resfriados no dessecador por 30

minutos e pesados em balança analítica e os sólidos totais determinados (P1). Os mesmos cadinhos foram levados a mufla por 2 h a uma temperatura de 550 °C. Feito isso, os cadinhos foram retirados, resfriados no dessecador por 30 minutos e pesados em balança analítica para determinação dos sólidos voláteis (P2). Os sólidos fixos foram determinados pela diferença entre os sólidos totais e os voláteis (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1989). Para os cálculos foram utilizadas as equações, 2, 3 e 4.

$$\text{EQ. 2} \quad \text{Sólidos totais} = \frac{(P1 - P0) \times 1000}{V}$$

Onde:

P1= peso dos resíduos após a saída da estufa em g;

P0 = peso do cadinho em g.

$$\text{EQ. 3} \quad \text{Sólidos fixos} = \frac{(P2 - P0) \times 1000}{V}$$

Onde:

P2= peso do resíduo fixo, em g, após a mufla;

P0 = peso do cadinho em g.

$$\text{EQ. 4} \quad \text{Sólidos voláteis} = (ST - SF)$$

- Determinação da turbidez.

Agitou-se as amostras para homogeneização e as transferiu para uma cubeta. Após isto, foram realizadas as leituras no UV-visível usando uma curva padrão (580 nm) previamente feita no aparelho.

- Determinação de DBO

A análise de DBO foi realizada por titulação e incubação com controle de temperatura fixa em 20,0 °C ± 0,1 °C por 5 dias (APHA, 2005).

- Determinação de DQO

A DQO foi determinada com o auxílio de um bloco digestor Termo-reator Aqua Litic AL32, onde as amostras ficaram por 2 h. Após isto, foi feita a leitura no UV-visível usando uma curva padrão (602 nm) previamente feita no aparelho (APHA, 2005).

3.2.4 Verificação da consonância dos resultados com a legislação e determinação da eficiência do tratamento

Os resultados obtidos foram comparados com os valores estabelecidos pelas Resoluções nº 430/2011 e 357/2005 do CONAMA, com o objetivo de verificar a consonância com os padrões de lançamento de efluentes. Para determinar a eficiência dos sistemas de lagoas de estabilização foi utilizada a equação 5 aplicada por Colares e Sandri (2013).

$$\text{EQ.5} \quad E\% = 100 \times \frac{[(C1 - C2)]}{C1}$$

Onde:

E= eficiência de remoção em %;

C1 = Concentração do efluente bruto;

C2= Concentração do efluente tratado.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DAS ETES

As lagoas de estabilização são opções atrativas ao Nordeste do Brasil, pois a região disponibiliza condições ambientais favoráveis ao crescimento de microrganismos para degradação de compostos (PASTICH et al., 2016). Entretanto, atividades externas podem comprometer o seu funcionamento adequado. Nesse sentido, com a caracterização das áreas percebeu-se que nas ETES não há placa fixada contendo informações a respeito do seu licenciamento, do que se é feito na localidade e os riscos que pessoas podem correr ao entrar em contato com o efluente. Essas ETES possuem configurações distintas quanto à quantidade de lagoas existentes, etapas e mecanismos usados. Na ETE A, o sistema conta com gradeamento, calha, caixa de areia, quatro lagoas facultativas e oito lagoas de maturação (em série). Na ETE B, notou-se um sistema reduzido, composto por: calha, caixa de areia, duas lagoas facultativas e quatro de maturação (em série). A ETE C tem um sistema unitário com somente um módulo composto de uma lagoa facultativa e uma lagoa de maturação, sem etapa de gradeamento e caixa de areia. A diferença na configuração dessas unidades se deve ao tempo em que foram construídas e as reformas realizadas ao longo dos anos, sendo as ETE A e B as mais atuais. Com isso, a ETE A tem uma vazão atual de 400 m³/h, a ETE B 200 m³/h e a ETE C 100 m³/h.

As áreas nas quais as unidades estão localizadas possuem habitações próximas. De modo geral, a expansão urbana de Mossoró-RN se deu por volta da década de 1980 com a chegada da Petrobras (DIAS, 2013). A partir disso um ambiente que era rural começou a ser loteado, estando incluída nesse processo a área da ETE C. A zona urbana de Mossoró vem se expandindo ao longo dos anos, formando, também, áreas periféricas. Nestas estão presentes inúmeros problemas ambientais, riscos sociais e condições socioeconômicas desfavoráveis para a população com baixo nível de renda, escolaridade e falta de acesso ao saneamento ambiental adequado (SALLES; GRIGIO; SILVA, 2013). Essas áreas continuam a ser expandidas, sendo identificadas novas construções horizontais e verticais nas proximidades (Figuras 11 e 12).

Figura 11 - Proximidade das lagoas de estabilização em relação às residências.



Fonte: *Google Earth* - adaptado pelo autor (2016).

Figura 12 - Residência recém-construída nas proximidades da ETE C.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Do ponto de vista socioambiental, as lagoas de estabilização emitem odores desagradáveis em determinadas épocas, podendo causar incômodo aos moradores. Isso ocorre porque ao tratar o efluente às bactérias liberam gases tóxicos como metano, dióxido de enxofre e gás sulfídrico (SOUZA, 2015).

Além da proximidade das residências em relação às lagoas, foi visto que estas não possuem suas áreas isoladas da população, não havendo cerca ou muro (ETE A) e portões (ETE B e C), como podem ser visualizados na Figura 13 A, B, C.

A isolação dessas unidades é de suma importância, pois evita que haja o contato de pessoas com os microrganismos patogênicos presentes nos efluentes. Os prováveis riscos envolvidos são inúmeros: afogamento, transmissão de doenças, diminuição na eficiência do tratamento - devido à inserção de resíduos sólidos descartados pela população -, quedas, cortes e ferimentos corporais, exposição a odores fortes e alagamento das áreas (ROCHA, 2012). A isolação das áreas pode ser um fator condicionante para a liberação de licenças ambientais (CAERN, 2013b).

Figura 13 - Ausência de portões nas unidades de tratamento e proximidade com casas (A) entrada da ETE B (B) entrada da ETE C. (C) muro de proteção danificado na ETE C.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

A ausência de portões ou cercas facilita a entrada de pessoas e animais, promovendo a disposição inadequada de resíduos nos terrenos. Isso pode se tornar um problema ainda maior em longo prazo, pois as áreas podem virar lixões a céu aberto por falta de controle. Do ponto de vista ambiental, ocasiona a proliferação de insetos, ratos e outros animais que transmitem doenças aos seres humanos. No aspecto social, os resíduos nas unidades podem atrair pessoas que vivem da catação de materiais reutilizáveis, estando estas sujeitas a encontrar um ambiente insalubre devido aos diversos tipos de resíduos sólidos e aos odores gerados pelo efluente em

tratamento (SILVA JÚNIOR; VIEIRA JÚNIOR, 2013; QUERINO; PEREIRA, 2016). As unidades deverão estar sempre limpas, sendo removidos resíduos sólidos e vegetações rasteiras (CAERN, 2013b).

A disposição inadequada de resíduos foi percebida nas três unidades, sendo identificados colchões (Figura 14 A), restos de madeiras (Figura 14 B), sacos plásticos contendo resíduos orgânicos, fezes de animais (Figura 14 C), garrafas PET, materiais de construção (Figura 14 D e E), pontos de queimadas de resíduos domésticos (Figura 14 F) e laterais sujas (Figura 14 G).

Figura 14 - Disposição inadequada de resíduos sólidos na área das unidades de tratamento (A) restos de colchões e madeira (B) pedaços de madeira (C) sacos plásticos com resíduos orgânicos e fezes de animais (D) materiais de construção (E) acúmulo de frascos plásticos (F) ponto de queimada de resíduos domésticos (G) talude externo da ETE C com vegetação excessiva.

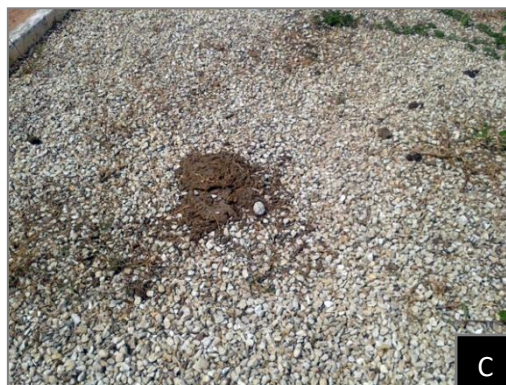




Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Outro aspecto a ser considerado é a entrada de animais nos locais. Foram identificadas fezes de animais (caprinos e bovinos) em vários pontos das áreas das lagoas de estabilização, como pode ser visto na Figura 15 A, B e C. Em termos de impactos ao tratamento, estes resíduos podem ser carregados, pela ação das chuvas e dos ventos, para as lagoas, agregando matéria orgânica em áreas líquidas, assoreando e carregando microrganismos para as lagoas.

Figura 15 - Identificação de fezes de animais nas lagoas de estabilização (A) ETE A (B) área da ETE C, próximo ao talude (C) área da ETE B.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

A falta de isolamento das lagoas se configura como um risco para as crianças, pois estas podem entrar em contato com o efluente e ser contaminadas. Crianças que frequentam locais com efluentes têm maior possibilidade de se contaminarem, principalmente aquelas com idade abaixo de 10 anos, pois, em geral, não costumam ter práticas de higiene sanitária, como lavar as mãos (DICKIN et al., 2016). Ainda existe a possibilidade de afogamento, pois, as lagoas facultativas e de maturação possuem de 1,5 a 3,0 m e de 0,5 a 2,5 m de profundidade, respectivamente.

Foi identificado que há resíduos sendo carreados, pela ação dos ventos, para as lagoas facultativas. Isto pode comprometer a eficiência do sistema, porque o material flutuante impede a incidência da luz solar e produção de O_2 , o qual é essencial a zona aeróbica (Figura 16 A e B). A manutenção dessas lagoas deveria ocorrer semanalmente (CAERN, 2013b).

A profundidade que a luz solar penetrará na lagoa determinará em qual profundidade as algas conseguirão crescer e produzir oxigênio para as bactérias aeróbicas. De modo geral, o oxigênio produzido é importante para a estabilização da matéria orgânica em suspensão (TILLEY et al., 2014; WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES, 2015).

Figura 16 - Carreamento de resíduos sólidos para a lagoa facultativa. (A) sacola, pedaço de madeira e fralda encontrados na ETE C. (B) resíduos sólidos, como sacos, garrafas e plásticos identificados na ETE A.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Ausência de grades, tipo de grade instalada, o espaçamento entre elas, falhas nas grades são outras formas de permitir a entrada de resíduos sólidos nas unidades de tratamento. Durante a caracterização das áreas, viu-se que as grades, da ETE A, são do tipo inclinada e possuem espaçamento de 40 mm, ou seja, são consideradas como grossas (Figura 17 A e B). Os materiais sólidos encontrados são resultados da baixa educação sanitária de uma população, indicando a necessidade da aplicação de ferramentas de Educação Ambiental (EA) para a população, principalmente as que vivem no entorno das ETEs (JORDÃO; PESSÔA, 2014; MACEDO, 2014).

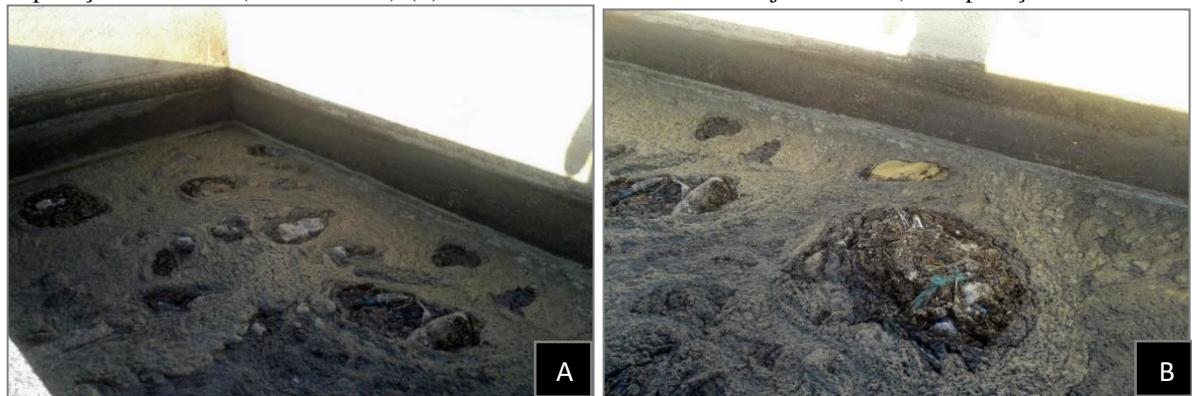
Figura 17 - Etapa de gradeamento e resíduos sólidos acumulados (A) acúmulo de resíduos no topo das grades. (B) resíduos acumulados nas grades.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Como se trata de grades inclinadas, a sua limpeza deve ser realizada de forma manual e diariamente a fim de evitar a passagem de resíduos até a caixa de areia. Tal procedimento de limpeza não foi visto no período de aplicação do roteiro e pela quantidade acumulada (Figura 17) não deve ser feito frequentemente. No local, percebeu-se a presença de resíduos na caixa de areia da ETE A, tanto no período seco, quanto chuvoso, como pode ser visto na Figura 18 A e B. Além disso, notou-se um aumento na quantidade de resíduos na caixa, de aproximadamente 2 cm ao longo deste tempo, demonstrando que não há limpeza frequente, a qual deveria ser realizada semanalmente, de acordo com CAERN (2013b).

Figura 18 - Identificação de resíduos sólidos na caixa de areia da ETE A. (A) caixa de areia no primeiro mês de aplicação do roteiro (outubro/2016) (B) caixa de areia no último mês (janeiro/2017) de aplicação do roteiro.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Boa parte do material grosseiro em lagoas e em caixas de areia pode ser originada da falta de limpeza em estações elevatórias, da baixa eficiência do gradeamento e da inexistência de gradeamento na entrada do efluente bruto - como é o caso da ETE C (SICCA; GAVI; LOCKEN, 2015).

De modo geral, o intuito do desarenador é sedimentar a areia que tem características indesejáveis, tais como, material orgânico. Com a presença de resíduos, como sacos plásticos,

essa sedimentação pode ocorrer de forma mais lenta, pois, estes materiais impedem que a areia chegue até o fundo do tanque com mais facilidade. Com isso, as lagoas facultativas recebem maior quantidade de areia, ficando, em longo prazo, com áreas assoreadas (JORDÃO; PESSÔA, 2014).

O assoreamento das lagoas facultativas e de maturação se configura como um problema operacional e ambiental grave, pois o acúmulo de areia nas unidades impede que as bactérias, principalmente as que dependem de oxigênio para degradar a matéria orgânica, realizem o tratamento biológico com eficiência. As três unidades caracterizadas tinham áreas laterais e o fundo visivelmente assoreados, indicando que, provavelmente está ocorrendo uma baixa sedimentação nas caixas de areia das ETE A e B. Quanto a ETE C, a ausência de caixa de areia, certamente, está contribuindo para o assoreamento das lagoas (Figura 19 A e B).

Figura 19 - Áreas com acúmulo de areia, vegetação e resíduos sólidos nas laterais dos tanques de lagoas facultativas. (A) identificação de área assoreada na ETE A. (B) área assoreada na ETE B.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Durante a caracterização, observou-se que as unidades mais assoreadas são as ETE A (provavelmente, devido aos problemas no gradeamento e à baixa sedimentação na caixa de areia) e ETE C (certamente, pela falta de grades e caixa de areia). No caso dessa última, o assoreamento está bastante avançado, já podendo ser visualizado por imagens aéreas (Figura 20).

Em termos numéricos, a ETE C tem 320 metros de comprimento por 170 metros de largura, onde somente a lagoa facultativa tem 235 metros de comprimento e a lagoa de maturação 85 metros. Com o assoreamento da lagoa facultativa, perde-se, aproximadamente, 80 metros de comprimento da lateral esquerda por 10 metros de largura.

Figura 20 - Delimitação da área da ETE C com pontos assoreados.



Fonte: Google Earth - adaptação (2016).

Vale salientar que a área assoreada proporciona a acumulação de resíduos sólidos carreados das laterais das unidades, o crescimento de vegetação, a diminuição do volume útil da lagoa e a sua capacidade de tratamento. Nesse sentido, é de suma importância que as etapas de gradeamento e caixa de areia existam e estejam funcionando adequadamente, pois evitam o assoreamento das ETEs. Durante a aplicação do roteiro foi observada a presença de *Eichhornia* na lagoa facultativa da ETE C, indicando que provavelmente há um excesso de nutrientes no meio (Figura 21 A e B).

Figura 21 – Identificação de *Eichhornia* na lagoa facultativa da ETE C. (A) visão geral da área ocupada pela espécie (B) visão aproximada.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2017).

Silveira (2011) fez a caracterização de lagoas de estabilização, na região metropolitana de Fortaleza - CE, e observou que as lagoas assoreadas apresentaram baixa remoção de sólidos totais em relação as não assoreadas. Além disso, o autor salientou que a presença de vegetais nas lagoas pode causar instabilidade no sistema.

A limpeza das áreas externas e internas das lagoas se torna essencial, pois, aumenta a longevidade do sistema e diminui os impactos ambientais no corpo receptor. Assim, o operador deve percorrer, diariamente, o perímetro do sistema realizando anotações das ocorrências (odores desagradáveis, formação de espumas e proliferação de insetos) e as condições meteorológicas (CAMPOS, 2012). Neste estudo, não foi identificada a presença de operador nas unidades no período de aplicação do roteiro.

A formação de espumas só foi percebida na ETE A, em diversos pontos das lagoas facultativas e de maturação (Figura 22 A, B e C).

Figura 22 - Formação de espumas na ETE A (A) lateral da lagoa facultativa, módulo 1 (B) lateral da lagoa facultativa módulo 3. (C) lateral da lagoa de maturação, módulo 1.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

As espumas podem dificultar a penetração de luz solar e reduzir a quantidade de oxigênio necessário para as bactérias da zona aeróbica degradarem a matéria orgânica. Isso ocorre porque as algas necessitam da luz solar para iniciar o processo de fotossíntese e fornecer oxigênio as bactérias, criando um ciclo simbiótico entre a oxidação bacteriológica e a redução fotossintética (PASSOS, 2012; CASTRO, 2013).

As espumas são formadas nas lagoas de estabilização, possivelmente, devido à acumulação de detergentes, sendo mais suscetível de acontecer formação em locais de turbulência da massa líquida (SALEH, [entre 2010 e 2014]).

Nas lagoas de maturação, as espumas podem reduzir a capacidade de clarificação do efluente, pois, o tratamento depende, exclusivamente, da penetração da luz solar para realizar a remoção de organismos patogênicos, não havendo aplicação de cloro ou outro componente químico (D'ACAMPORA; AFONSO, 2012; POLIDO, 2013). É importante observar continuamente o comportamento dessas espumas, realizando a sua remoção periodicamente.

Ainda na etapa de maturação, foi percebido, somente durante a primeira aplicação do roteiro, o bombeamento clandestino de efluentes para a irrigação de diferentes espécies vegetais. (Figura 23). Diversos estudos têm apontado à utilização de efluentes tratados como uma saída para a irrigação de diferentes espécies de vegetais, principalmente devido à riqueza em nutrientes e a economia de água promovida (SANTOS et al., 2012; DANTAS et al., 2014; WATER SECURITY AGENCY, 2015). Entretanto, se deve tomar os devidos cuidados para evitar a contaminação destes por meio de organismos, como a *Escherichia coli* enteropatogênica, salmonelas, ovos de helmintos e cistos de protozoários. Isso só é possível com amostragem e caracterização dos efluentes utilizados, não havendo conhecimento se isso é feito (MAROUELLI et al., 2014).

Figura 23 - Bombeamento ilegal de efluente para irrigação de produtos comestíveis in natura.



Fonte: Arquivos do pesquisador(2016).

Outro ponto avaliado foi às condições de conservação das tubulações de distribuição do efluente nas lagoas. Conforme observado na ETE B, estas estavam em perfeita condição, não apresentando vazamento, rachaduras e estagnação nas caixas de distribuição. As tubulações na ETE C não estavam visíveis, mas não foi observado nenhum sinal de vazamentos no terreno.

No que diz respeito às caixas de distribuição dos efluentes, foram identificadas duas sem proteção na ETE A. A primeira fica localizada próxima às lagoas facultativas, a qual é responsável pelo transporte do efluente bruto a estas lagoas (Figura 24 A). Como pode ser visto na imagem, além de estar sem proteção, a caixa está com seu fluxo natural interrompido pela tampa e por resíduos sólidos, podendo vir a entupir e prejudicar o tratamento. A segunda fica localizada a três metros das lagoas de maturação e é responsável pelo transporte final até o corpo receptor, possui cerca de dez metros de profundidade por dez metros de largura (Figura 24 B). Como se trata de uma zona de circulação de pessoas, que vivem próximas a ETE e um local de trabalho dos operadores, é imprescindível que haja uma tampa de concreto ou aço na caixa. Isso evitará futuros acidentes no local e a entrada de material indesejável no efluente final (COMPTON et al., 2012).

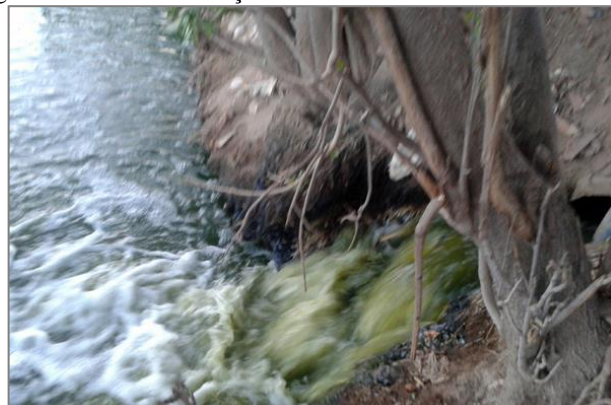
Figura 24 - Caixa de passagem de efluente tratado na ETE A sem cobertura (A) caixa sem proteção e com fluxo de efluente interrompido por tampa e resíduo sólido (B) caixa sem proteção.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Foram vistos os pontos de lançamento dos efluentes finais no corpo hídrico e nos solos. In loco viu-se que a ETE A faz o direcionamento dos seus efluentes tratados utilizando de tubos embutidos no solo, sendo descartados no rio Apodi-Mossoró (Figura 25).

Figura 25 - Ponto de lançamento de efluente tratado na ETE A.



Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

Os efluentes da ETE B são lançados no solo e percorrem o declive de todo o terreno até desaguar no corpo receptor. Quanto a ETE C, os efluentes, também, são lançados no solo, porém só atingem o rio no período chuvoso, formando uma lagoa no terreno durante o período seco (Figura 26 e 27 A). Nesse caso, existe a possibilidade do efluente alterar as características do solo e da água subterrânea por meio da infiltração. Lima (2016) analisou o solo e a água subterrânea, após o lançamento de efluentes, percebendo que houve alterações significativas nas concentrações de cálcio, magnésio e potássio no solo, e alterações nos valores de nitrato, CE e sólidos totais dissolvidos na água subterrânea. Como alternativa, pode ser cogitada a possibilidade de utilizar o efluente para produção vegetal de mudas. Para isto, deve-se observar os teores de sódio no solo e se há problema de toxidez nas plantas. Próximo ao lançamento do efluente da ETE C foram identificadas crianças, o que pode se configurar como uma área de risco de contaminação para esse grupo (Figura 27 B).

Figura 26 - Delimitação dos locais de lançamento de efluentes tratados nas ETE B e C.



Fonte: *Google Earth* - adaptação (2016).

Figura 27 - Lançamento de efluente, da ETE C, no solo. (A) curso do efluente no solo (B) crianças próximas ao curso do efluente.



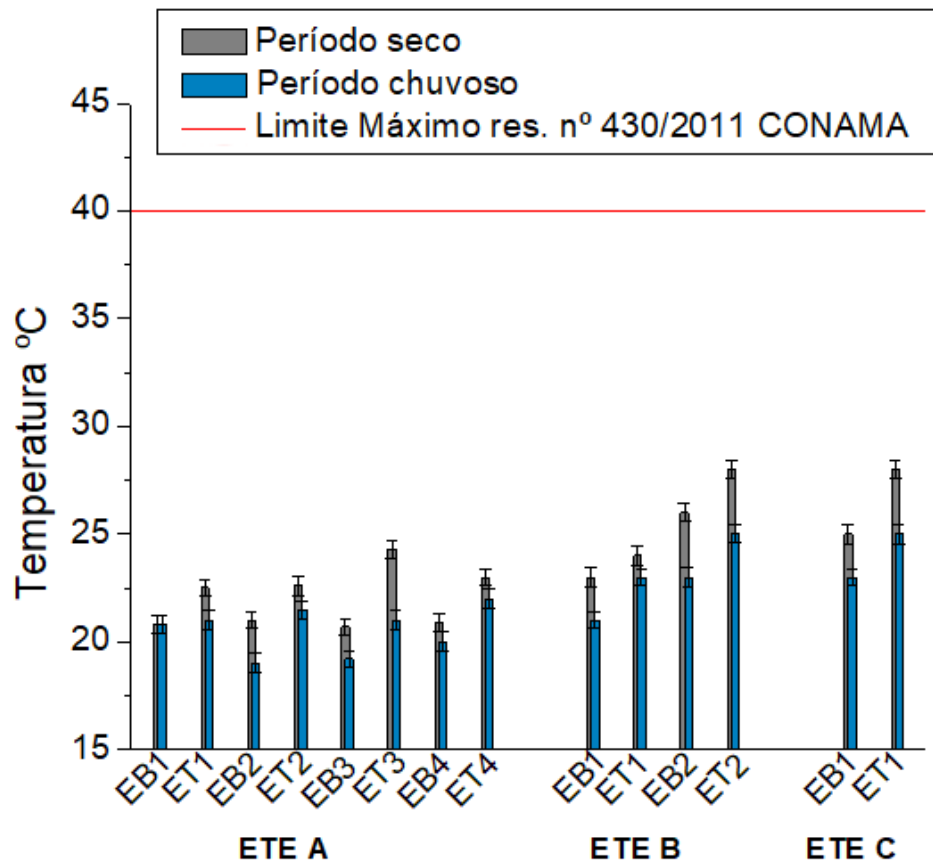
Fonte: Arquivos do pesquisador (2016).

O lançamento de efluentes no solo, sem os devidos cuidados, pode causar a contaminação das águas subterrâneas, alteração na dinâmica do solo, proliferação de animais, mau cheiro e desenvolvimento de bactérias no local. A respeito disso, Al-Jaboobi et al. (2014) encontrou em quase todos os seus experimentos a *Salmonella spp* e *Clostridium perfringens*, concluindo que isso pode ser um risco em potencial para a saúde de pessoas que vivem próximas a região e pessoas que fazem uso do solo. Antes de lançar os efluentes no solo é preciso ter conhecimento acerca das suas propriedades físicas (permeabilidade e granulometria), das características dos efluentes e garantir a presença de vegetação para que estas aumentem o tempo de retenção do efluente no solo, evitem erosões e retenham os sólidos em suspensão (FRANCO et al., 2014).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DE EFLUENTES E A EFICIÊNCIA DAS LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO

A temperatura foi mais baixa nos efluentes não tratados, não ultrapassando o valor de 26 °C, enquanto o efluente tratado chegou a 28 °C. Observou-se valores maiores, no período seco, entre os pontos EB3-ET3 da ETE A, EB2-ET2 da ETE B e os pontos da ETE C (Figura 28).

Figura 28 - Variação da temperatura nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

Essa variação pode ser explicada pelo horário das medições e da sazonalidade. Os pontos de entrada do efluente foram analisados por volta das 6 h da manhã, quando as temperaturas são mais reduzidas e os ventos mais fortes, e os pontos de saída por volta das 8 h, quando a temperatura da atmosfera é mais elevada. A respeito da sazonalidade, o mês de outubro de 2016 foi o mais seco, atingindo uma média de 28 °C e janeiro de 2017 de 26 °C. Quanto a precipitação, nas últimas 24 horas, antes da coleta no período chuvoso, houve um acúmulo de 5 mm, e nos últimos 30 dias de 20 mm (INMET, 2017).

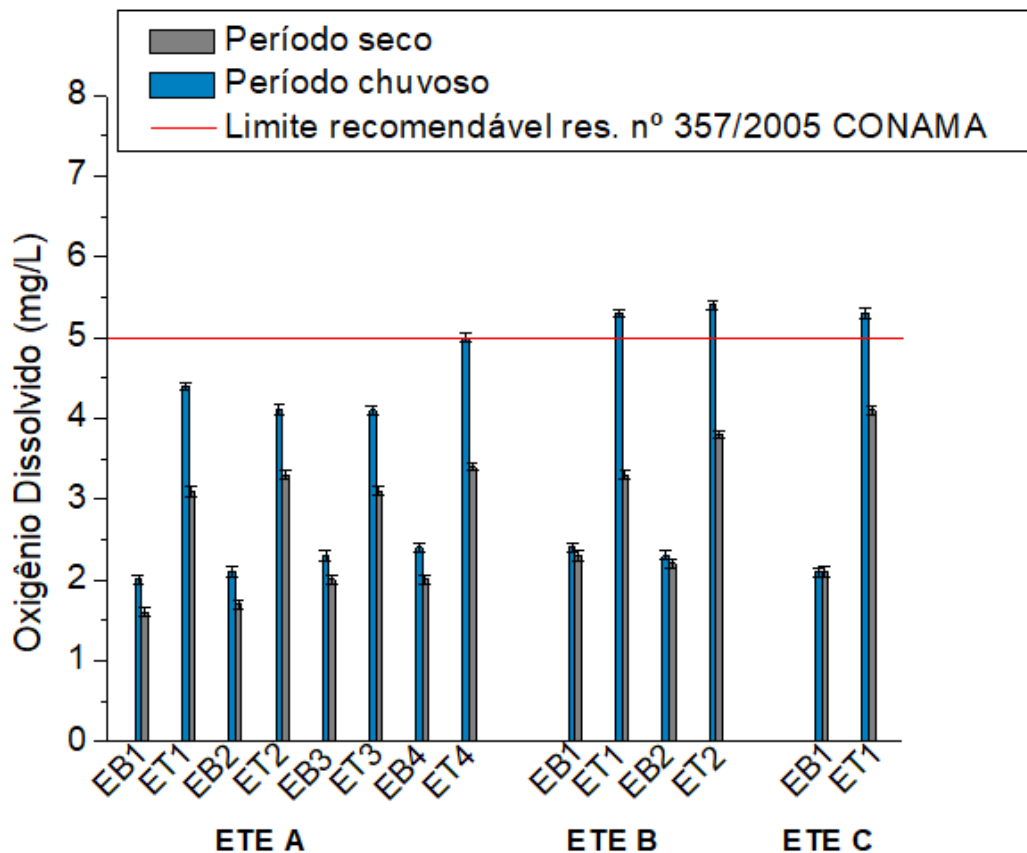
É comum que efluentes tratados em lagoas de maturação possuam uma temperatura mais elevada, pois essas têm uma profundidade mais baixa, facilitando a penetração da luz solar e o aquecimento da parte líquida. Esse aquecimento é essencial porque causará a desativação de microrganismos patogênicos, uma vez que, não é adicionado nenhum tipo de cloro no efluente. Estes índices estão em conformidade com a legislação ambiental, pois não ultrapassaram o valor máximo permitido de 40 °C para o descarte.

Enitan et al. (2015) analisaram a composição de efluentes na África do Sul e encontraram valores similares, variando de 20 a 25 °C. Esses valores são considerados positivos

porque os corpos receptores, geralmente, possuem temperaturas nessa faixa de (20 a 35 °C), diminuindo a probabilidade de alterações no comportamento da biota.

A temperatura e a quantidade de matéria orgânica têm forte influência nas concentrações de OD no efluente. De acordo com a Figura 29, nota-se que os índices mais baixos para o OD foram no período seco e os mais elevados no período chuvoso. Isso ocorre porque as concentrações de OD são maiores quando a temperatura decai, ou seja, líquidos mais frios retêm mais oxigênio em relação aos quentes.

Figura 29 - Variação do oxigênio dissolvido nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

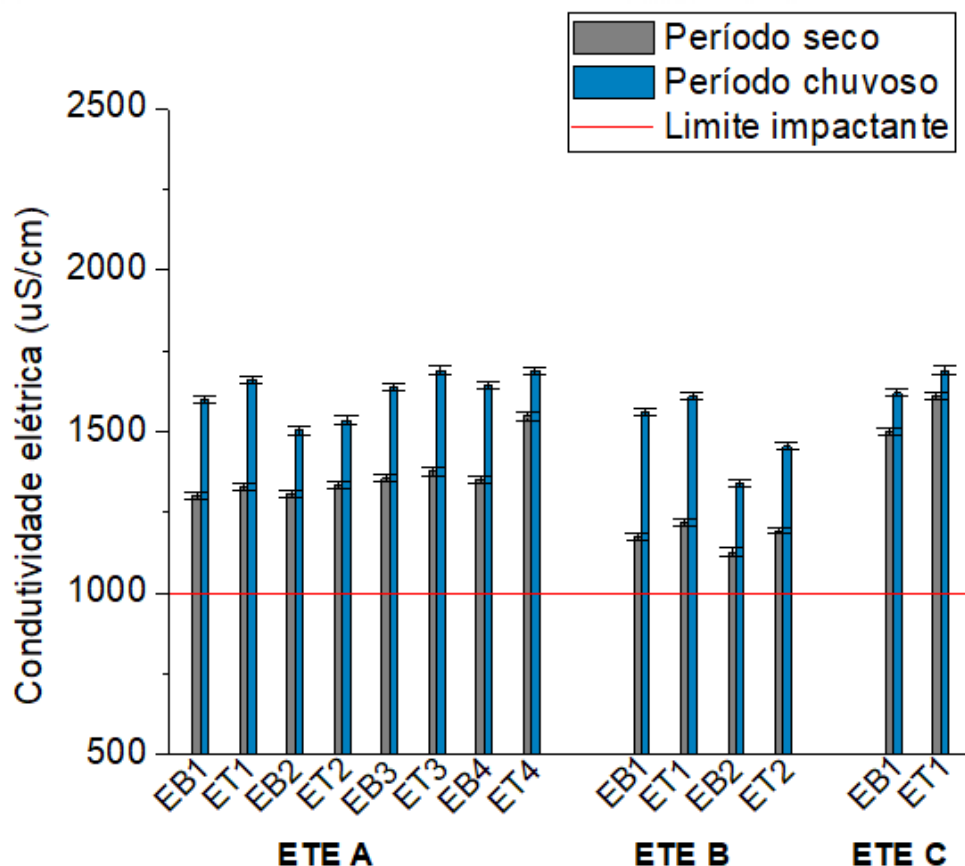
A entrada de água pluvial no sistema, promove a diminuição da matéria orgânica, nos dando concentrações finais de OD mais elevadas, como pode ser visto nos pontos da ETE B e C. Ademais, os valores nas entradas dos efluentes são inferiores aos da saída porque há um excesso de matéria orgânica em degradação, o que leva a um consumo maior de OD por parte dos microrganismos decompositores (AZZOLINI; FABRO, 2013).

É importante salientar que, nas etapas finais de lagoas de maturação a baixa profundidade auxilia na recirculação do ar e na entrada de luz, influenciando nos valores do OD. Borges, Amaral e Stéfani (2012) analisaram o OD de efluentes e, também, observaram

valores superiores nas saídas do tratamento. A legislação estabelece um valor de 5 mg/L de OD como mínimo recomendável para o corpo hídrico, portanto, no período seco, nenhum ponto atingiu o limite mínimo recomendável nas 3 unidades, o que pode configurar um ambiente limitante ao crescimento de microrganismos, que dependem de oxigênio, e dificultar uma degradação mais eficiente da matéria orgânica. No período chuvoso, quatro pontos atingiram o limite recomendável, os demais ficaram abaixo, podendo causar a morte de espécies por asfixia no corpo receptor.

Com as temperaturas mais elevadas, os efluentes tratados têm suas concentrações iônicas elevadas, o que deveria resultarem condutividade elétrica mais alta no período seco. Entretanto, o carreamento de impurezas, pelas chuvas, aumenta a condutividade no período chuvoso, tornando-se maior que a do período seco (Figura 30). Outro ponto importante é com relação a geologia local, o município tem uma formação composta por calcário, o qual pode provocar o aumento da condutividade e na dureza da água (OLIVEIRA; MANSO; ANDRADE, 2014).

Figura 30 - Variação da condutividade elétrica nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

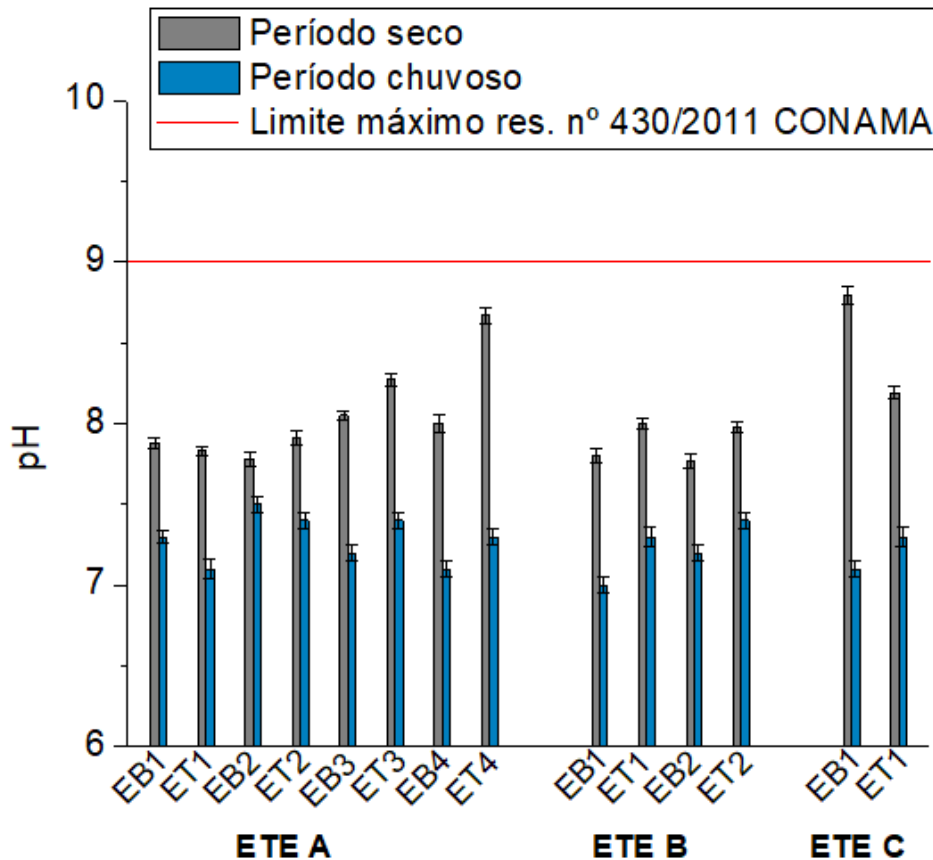
No período chuvoso, a condutividade do efluente foi mais elevada em todas as ETEs, podendo ter sido influenciadas pelo carreamento de materiais, na forma de sólidos dissolvidos, das áreas externas e galerias pluviais, as quais contêm descartes inadequados de resíduos sólidos e líquidos, para as internas das lagoas. CE elevada pode indicar uma degradação mais acentuada de matéria orgânica, a qual foi percebida nesse estudo, no período chuvoso, através da análise de DBO (SILVA, 2014).

Souza (2012) avaliou o comportamento da condutividade elétrica em lagoas de estabilização em Botucatu, SP, encontrou variação de 343 a 568 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Esses valores são muito inferiores aos observados nessa pesquisa, mas é importante salientar que o parâmetro pode variar em função das características das unidades, como, condições operacionais, físicas e locais (como temperatura, elevada taxa de evaporação e solo). Sousa et al. (2014) analisou a condutividade elétrica em águas do município de João Dias - RN e encontrou alta salinidade ($> 820 \mu\text{S}/\text{cm}$), como é esperado para essa região devido a formação geológica.

Não existe um valor máximo estabelecido na legislação para esse parâmetro, entretanto, a literatura diz que valores acima de 1.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ podem ser impactantes ao ambiente, pois são amostras altamente salinas (LIBÂNIO, 2010). Todos os pontos ultrapassaram o limite impactante, demonstrando que o efluente tratado pode estar contribuindo com a poluição do rio Apodi-Mossoró. No período seco, a chegada de efluentes, aumenta a CE, podendo ser prejudicial ao ambiente, pois, com a evapotranspiração perde-se água do reservatório e aumenta-se a concentração de sais minerais, presentes nesses efluentes. Bezerra et al. (2013) analisaram trechos urbanizados do rio Apodi-Mossoró e encontraram valor de 184,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em um ponto do rio próximo aos lançamentos das ETEs B e C, e de 195,000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (valores convertidos de dS m^{-1} para $\mu\text{S}/\text{cm}$), próximo ao lançamento da ETE A, os quais deram características salobra a água.

Os valores de pH foram alcalinos, mas no período chuvoso houve uma redução (Figura 31). Essa diferença ocorre devido à ação das chuvas, as quais entram em contato com o CO_2 na atmosfera, e adquirem características ácidas e reduzem o pH do meio, o que auxilia na degradação da matéria orgânica e na liberação de OD, percebida nesse estudo. O parâmetro foi levemente superior nas etapas de ET, com exceção dos pontos ET1 e ET2 da ETE A (nos períodos seco e chuvoso, respectivamente) e ET1 da ETE C, no período seco. Os resultados do pH, no período chuvoso, reforçam o pensamento de Silva (2014), de que a diminuição dos valores pode indicar uma redução nas concentrações da matéria orgânica, a qual foi confirmada na análise de DBO (Figura 32).

Figura 31 - Valores de pH nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

Ainda a respeito do pH, nesse tipo de sistema de tratamento, o parâmetro tem tendência a ser alcalino ao longo das etapas de tratamento devido aos processos desempenhados pelas microalgas, sendo um fenômeno notado no período seco. Isso acontece porque durante o verão as microalgas realizam a fotossíntese com mais facilidade e consomem o O_2 do meio mais rápido do que repõe, desassociando os íons bicarbonatos para produzir O_2 e íon hidroxila, aumentando o pH do meio. Este aumento é notado nas lagoas de maturação, pois possuem uma profundidade menor, possibilitando a penetração da luz com maior facilidade e, conseqüentemente, fomentando as atividades das microalgas. O aquecimento do efluente tratado notado nas análises da temperatura, também, contribui para este fenômeno.

No caso das lagoas facultativas, a remoção de nutrientes pode ser baixa devido o pH não atingir valores superiores a 9,0 (SILVA, 2011; PASSOS, 2012). Isso foi confirmado na análise da eficiência de remoção de fósforo e nitrogênio nesse estudo.

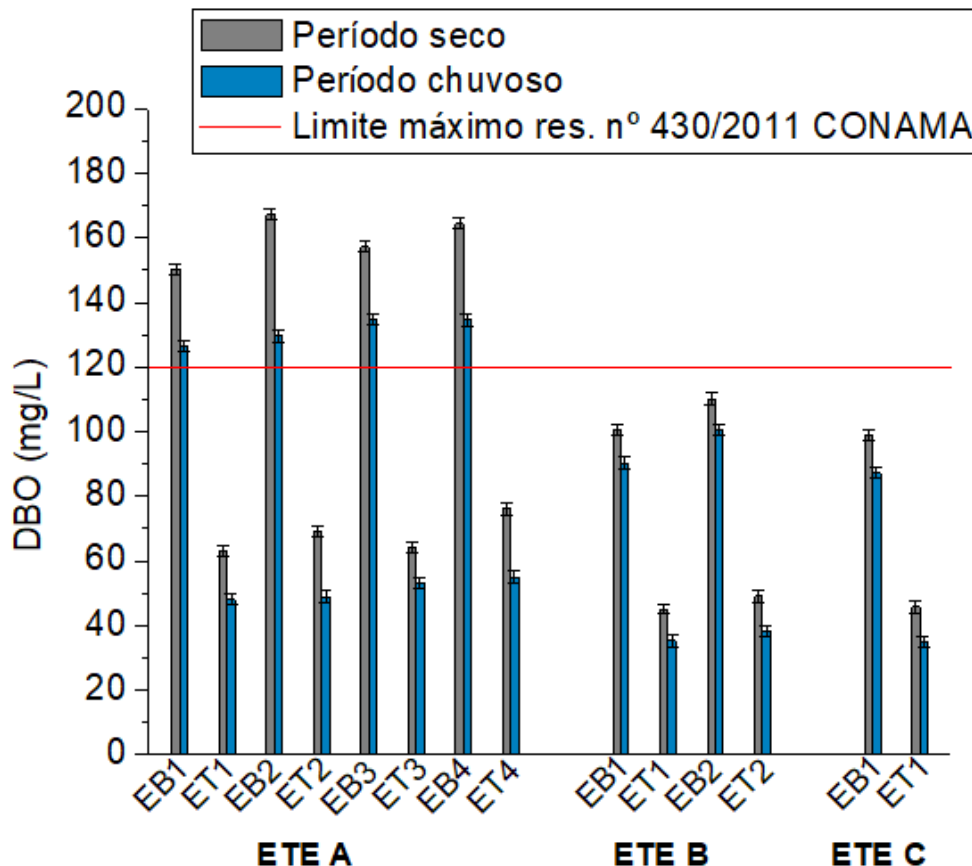
Menezes (2014) realizou um trabalho para avaliar o desempenho de lagoas de estabilização encontrando valores de 7,6 a 8,0 de pH. Variação similar aos encontrados na ETE A e B no período seco. Quanto a diferença provocada nos valores de pH, pela sazonalidade,

Tonetto (2016), também, encontrou valores menores no período chuvoso (variando de 7,0 a 7,3), que são bem próximos ao deste trabalho.

Para o descarte de efluente, os sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão apresentar efluentes com pH entre 5 e 9. Portanto, os resultados estão em conformidade com a legislação (BRASIL, 2011).

Os valores da DBO foram reduzindo ao longo das etapas de tratamento estudadas em cada unidade, tanto no período seco, quanto no chuvoso (Figura 32).

Figura 32 - Variação da DBO nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

Na ETE A, a maior concentração de DBO durante o período seco, foi no ponto EB2 (167,2 mg/L) e a menor no ponto ET1 (63 mg/L). No período chuvoso, essa unidade teve redução nos valores, provavelmente, provocada pela diluição a partir das chuvas. Dessa forma, o maior valor foi de 134,6 mg/L (ponto EB4) e o menor 48 mg/L (ponto ET1).

Tanto no período seco, quanto no chuvoso, as ETEs B e C apresentaram valores inferiores aos da ETE A. Esse resultado é considerado normal, pois os efluentes recebidos pelas três estações são direcionados de diferentes partes do município, podendo ter, portanto, características diferentes (Ver Figura 9 na p. 40)

Os valores da DBO do efluente tratado, no período chuvoso, se relacionam com os valores do pH do mesmo período, pois, as bactérias conseguem degradar a matéria orgânica com mais facilidade com pH próximo da neutralidade do período chuvoso. Notou-se que em concentrações de OD maiores a redução de DBO é mais acentuada, o que aconteceu no período chuvoso.

Quanto à eficiência, todos os módulos apresentaram as porcentagens mais altas no período chuvoso (acima de 60 %), enquanto as taxas mais baixas foram para o módulo 4 da ETE A e os demais das ETes B e C no período seco, como mostra a Tabela 6.

Tabela 6 – Eficiência da remoção da DBO nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (EB1-ET1)	58,13	61,02
Módulo 2 (EB2-ET2)	58,73	62,16
Módulo 3 (EB3-ET3)	59,28	60,37
Módulo 4 (EB4-ET4)	55,59	59,13
B		
Módulo 1 (EB1-ET1)	55,14	61,17
Módulo 2 (EB2-ET2)	55,45	61,89
C		
Módulo único (EB1-ET1)	53,79	60,02

Fonte: produção do autor (2017).

Houve diferença entre a eficiência das ETes nos períodos estudados. Provavelmente, no período seco, a matéria orgânica está se acumulando nas lagoas e diminuindo a eficiência de remoção da DBO. Com a chegada das chuvas ocorre a diminuição do pH e o aumento do OD, onde o material é diluído e oxidado com mais facilidade devido à estas características favoráveis. Os resultados refletem o que foi encontrado no trabalho de caracterização das ETes A e C, principalmente o assoreamento da ETE A que apresentou a menor eficiência de todos os módulos examinados.

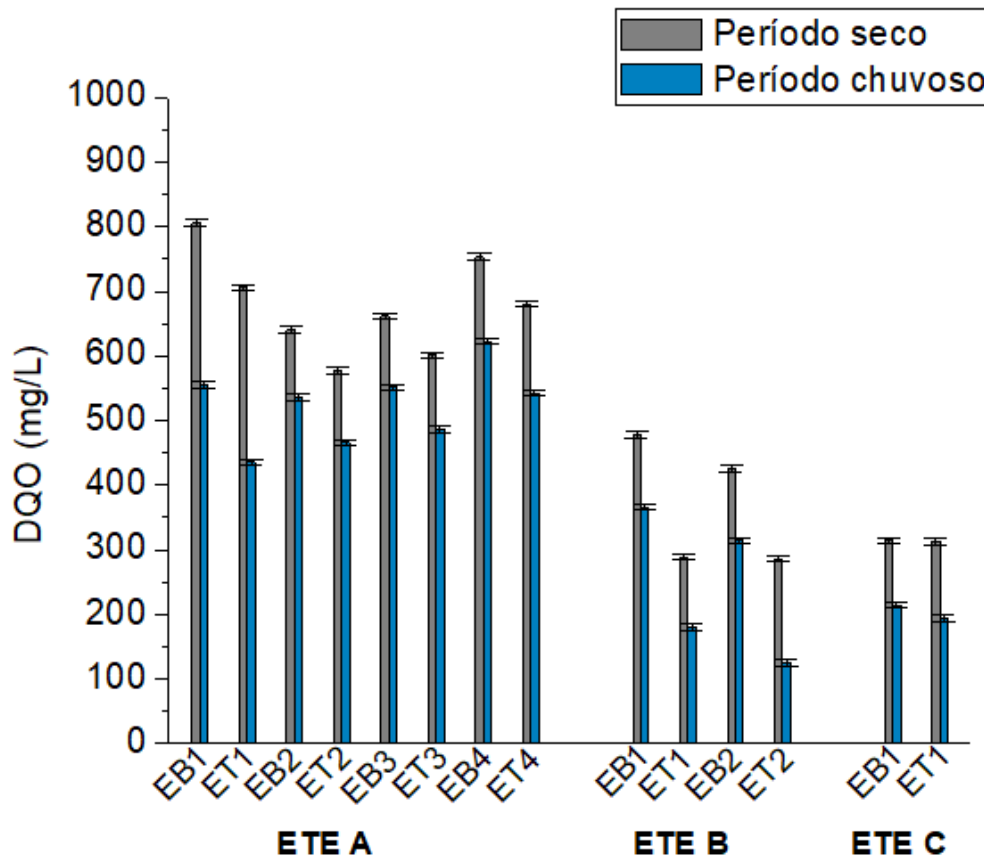
É importante destacar que as lagoas assoreadas podem estar diminuindo a eficiência do tratamento do efluente, pois, em lagoas, onde o tratamento é exclusivamente biológico, a diminuição do volume útil pode prejudicar as reações e diminuir a ação dos microrganismos decompositores, os quais dependem da sedimentação de material, da zona aeróbica para anaeróbica, para uma melhor eficiência do sistema.

Hayati, Doosti e Sayadi (2013) avaliaram o desempenho de lagoas de estabilização no Irã e a DBO apresentou valores que variaram de 169,75 a 534 mg/L, com eficiência de 45,32% (no verão) a 62% (no inverno), resultados semelhantes aos encontrados neste trabalho.

O efluente tratado não ultrapassou o limite de 120 mg/L estabelecido durante a realização da pesquisa, mas os 4 pontos do efluente bruto ficaram acima desse valor na ETE A, tanto no período seco, quanto no chuvoso. Em sistemas com lagoas facultativas espera-se uma remoção de 70-85% de DBO, o que não foi atingido em nenhuma das unidades, indicando que elas tiveram baixa eficiência no período de estudo (BRASIL, 2011; SPERLING, 2014).

A DQO variou de 576,77 a 805,31 mg/L na ETE A, sendo os maiores valores entre as 3 unidades de tratamento (Figura 33). Na ETE B, o parâmetro obteve um mínimo de 286,21 e um máximo de 477,50 mg/L, enquanto na ETE C não houve grande variação. No período chuvoso a DQO, assim como a DBO, apresentou valores menores em relação ao período seco.

Figura 33 - Variação da DQO nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

A origem do efluente tem forte influência sobre suas características, a ETE A recebe maior quantidade de efluentes industriais em relação as ETes B e C, nos dando resultados de DQO superiores nessa unidade.

Analisando a remoção durante o período seco, o módulo 1, da ETE B, apresentou a maior eficiência (39,56%), seguido do módulo 2 (Tabela 7). Os módulos da ETE A não ultrapassaram a eficiência de 12,39%. A ETE C obteve remoção muito baixa (0,62%). No

período chuvoso, o módulo 2 da ETE B demonstrou a melhor eficiência em relação a todas as unidades (60,03%), seguido do módulo 1 (50,70%). Em relação à eficiência da ETE A, houve um aumento em todos os pontos, sendo o resultado mais positivo do módulo 1 (21,57%). A ETE C obteve uma melhora na eficiência se comparado ao período seco, mas ainda é uma remoção baixa.

As unidades demonstraram resultados melhores no período chuvoso, provavelmente devido à diluição provocada pela ação das chuvas e, conseqüente, decaimento da matéria orgânica (DBO). D'Alessandro et al. (2015) avaliaram a performance de lagoas de estabilização, no verão e no inverno, e obtiveram faixas de DQO entre 279 e 495 mg/L em lagoas facultativas e 231 e 416 mg/L em lagoas de maturação, tendo remoções de 10 e 19% ao longo do estudo. Além disso, um módulo estudado apresentou eficiência baixa, assim como aconteceu na ETE C e em módulos da ETE A.

Tabela 7 - Eficiência da remoção da DQO nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (EB1-ET1)	12,39	21,57
Módulo 2 (EB2-ET2)	9,91	12,96
Módulo 3 (EB3-ET3)	9,16	11,78
Módulo 4 (EB4-ET4)	9,61	12,81
B		
Módulo 1 (EB1-ET1)	39,56	50,70
Módulo 2 (EB2-ET2)	32,65	60,03
C		
Módulo único (EB1-ET1)	0,62	9,18

Fonte: produção do autor (2017).

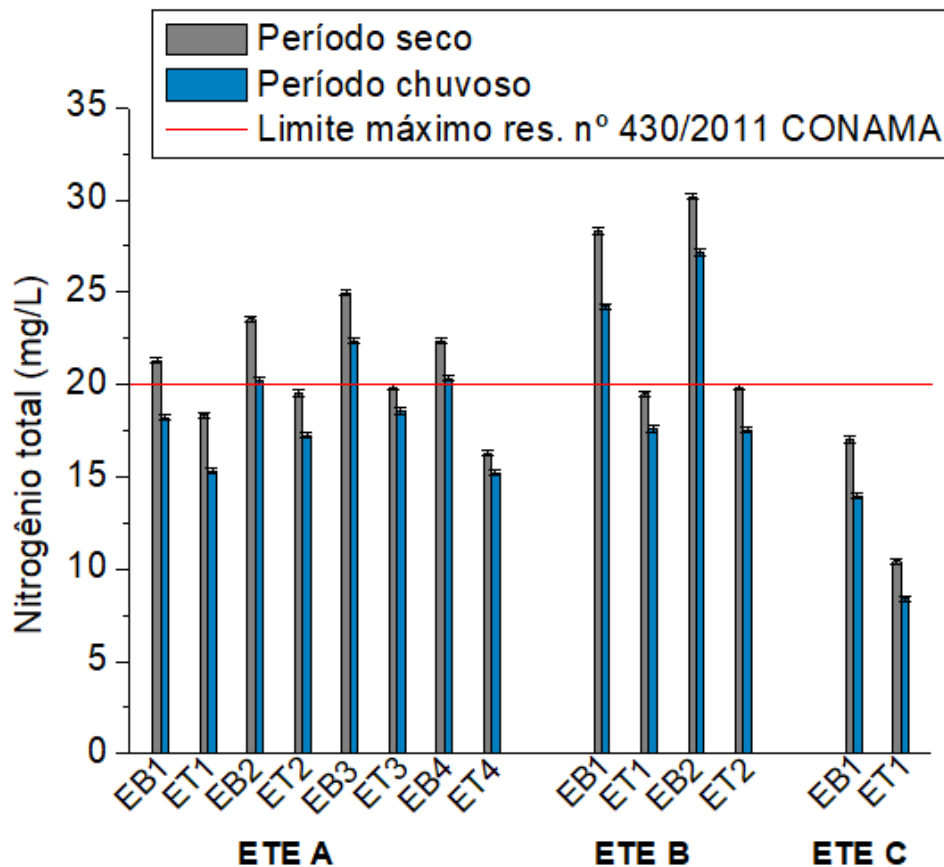
Ao analisar a relação DQO/DBO do efluente bruto, observou-se que há efluente industrial nas três unidades, sendo as maiores concentrações, como esperado devido à origem do efluente, nas ETES A e B. Em percentuais médios, o efluente bruto da ETE A teve uma relação de 4,45/4,29, a ETE B 4,25/3,57 e ETE C 3,1/2,4 nos dois períodos estudados, respectivamente. Sperling (2014) estabelece que as relações superiores a 3,5 indicam que a fração não biodegradável (industrial) é elevada (ETE A e B) e as relações entre 2,5 e 3,5 são intermediárias, como é o caso da ETE C.

Analisando a relação DQO/DBO do efluente tratado, percebeu-se que os valores foram mais elevados, isso acontece porque à medida que o efluente é tratado a fração biodegradável é eliminada e a fração inerte permanece (SPERLING, 2014). Em termos numéricos, a ETE A obteve as maiores frações, 9,45 (no período seco) e 9,36 (no período chuvoso), a ETE B 6,1/4,15

e ETE C 6,8 e 5,5. Essa relação indica que a fração biodegradável está sendo removida, pois as relações DQO/DBO foram superiores a 5,0 em todas as unidades. Dessa forma, a baixa eficiência do sistema pode estar sendo causada por excesso de efluentes industriais.

O nitrogênio total foi de 8,41 a 30,18 mg/L nos módulos (Figura 34). No período seco, a ETE A teve valores de 16,26 a 24,95 mg/L, tendo uma variação próxima destas no período chuvoso (15,21 a 22,35 mg/L). Os valores da ETE B foram superiores aos da ETE A, porém, também, não houve grande variação entre o período seco e chuvoso, ficando na faixa de 19,49 a 30,18 mg/L (período seco) e 17,54 a 27,17 mg/L (período chuvoso).

Figura 34 - Variação do nitrogênio total nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

A ETE C teve os menores valores entre as unidades estudadas, sendo o teor mais baixo no período chuvoso. Sousa e Lima (2015) realizaram a caracterização físico-química de efluentes e encontraram valor médio de 33,20 mg/L para este parâmetro, um pouco superior ao determinado aqui para os efluentes brutos.

Com base na Tabela 8 vê-se que houve uma redução nos teores de N_2 em todas as unidades. A ETE C teve a maior eficiência nos dois períodos analisados (38,69% e 39,84%), seguida da ETE B - onde o maior percentual foi de 35,44%. No caso da ETE C, a remoção

elevada pode ter sido ocasionada pela presença da *Eichhornia* nas lagoas, pois, Martins (2014b) constatou em sua tese que essa planta pode ser usada como agente fitorremediador em ambientes naturais retirando do ambiente elementos, como, alumínio, cálcio, ferro, magnésio, manganês, potássio e nitrogênio total, uma vez que foram quantificados elevados teores acumulados nos tecidos vegetais dela. A ETE A obteve os menores percentuais de eficiência, sendo os piores resultados nos módulos 1 e 2. Não se observa efeito sazonal nas remoções. Nenhum ponto do efluente tratado ultrapassou o valor máximo de 20,0 mg/L de N estabelecido, mas é preciso acompanhar os módulos da ETE A que apresentaram valores próximos de 20 mg/L e baixa eficiência, pois espera-se uma faixa de remoção de 30-60% de nitrogênio nesses sistemas, indicando que a unidade A não foi eficiente na remoção de nitrogênio total nos períodos estudados (BRASIL, 2011; SPERLING, 2014).

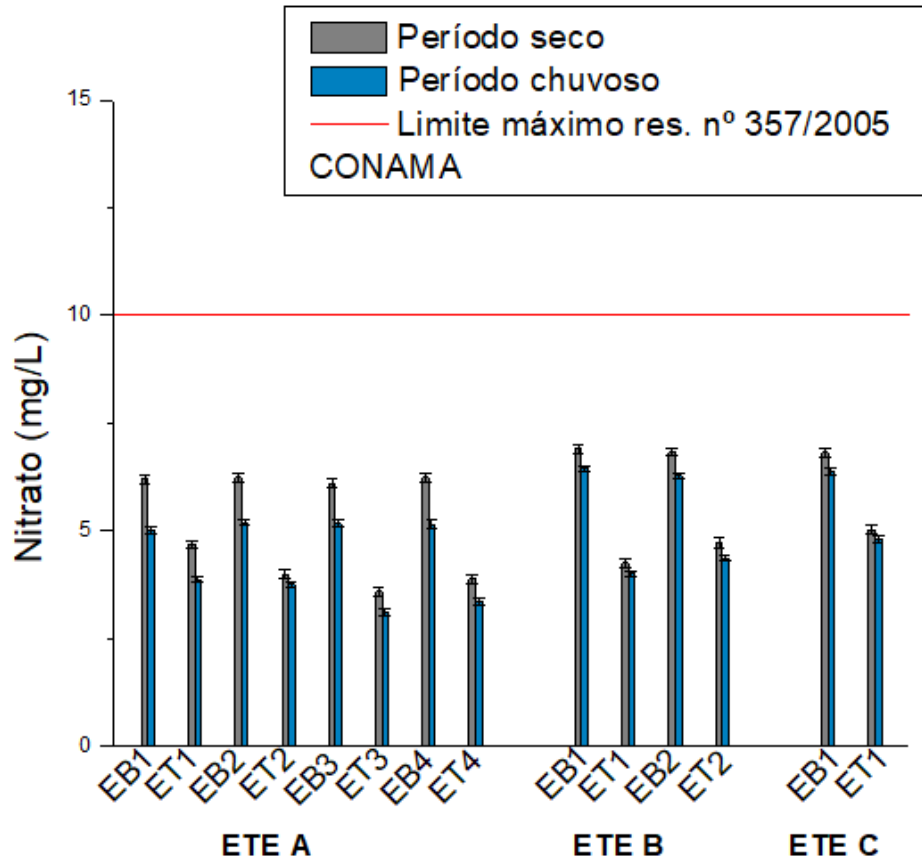
Tabela 8 - Eficiência da remoção do nitrogênio total nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (LF1-MT1)	13,93	15,92
Módulo 2 (LF2-MT2)	17,07	14,73
Módulo 3 (LF3-MT3)	20,52	16,86
Módulo 4 (LF4-MT4)	27,18	25,14
B		
Módulo 1 (LF1-MT1)	31,08	27,40
Módulo 2 (LF2-MT2)	34,26	35,44
C		
Módulo único (LF-MT)	38,69	39,84

Fonte: produção do autor (2017).

O nitrato, também, não demonstrou grande variação entre os períodos estudados. Contudo, os resultados foram levemente inferiores no período chuvoso, sendo o menor valor de 3,0 mg/L NO_3^- - N no ponto ET3 da ETE A (Figura 35). No período seco, o valor máximo, no efluente tratado, foi de 5,0 mg/L NO_3^- - N na ETE C.

Figura 35 - Variação do nitrato nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

Mwegoha (2015) analisou a qualidade de efluentes finais, tratados em lagoas de maturação, e encontrou valores de até 10,27 mg/L-N e Arruda et al. (2015) de até 8,2 mg/L-N em efluentes de cerveja com pós tratamento de coagulação, os quais são próximos ao dessa pesquisa.

A resolução nº 430/2011 do CONAMA não dispõe um valor máximo de nitrato para os efluentes finais, porém é importante salientar que a resolução nº 357/2005 do mesmo órgão diz que águas doces não podem conter mais de 10 mg/L NO_3^- -N, e os descartes não devem alterar esse valor.

Analisando a eficiência da ETE A, os módulos 3 e 4 obtiveram as melhores porcentagens e o módulo 1 as menores (Tabela 9). Essa diferença entre módulos é esperada, pois eles são individuais e os módulos 3 e 4 são mais recentes. Portanto, podem apresentar uma eficiência mais elevada. A ETE B teve seu melhor comportamento no módulo 1, indicando que está ocorrendo o processo de nitrificação, onde a amônia é convertida a nitrito e, posteriormente, a nitrato. Esse processo ocorre devido à presença de oxigênio no meio (como visto na Figura 29), o qual é essencial para as nitrosomas e nitrobactérias atuarem. No período

chuvoso, a chegada das chuvas diminui tanto os teores de nitrato, quanto a eficiência de sua remoção. Khezri et al. (2015) analisaram a eficiência de lagoas de estabilização do Irã na remoção de nitrato e encontraram faixas de 25 a 34%, muito semelhante as desse trabalho.

Tabela 9 - Eficiência da remoção de nitrato nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (LF1-MT1)	24,46	22,81
Módulo 2 (LF2-MT2)	35,80	27,67
Módulo 3 (LF3-MT3)	40,97	40,05
Módulo 4 (LF4-MT4)	37,70	34,61
B		
Módulo 1 (LF1-MT1)	38,36	37,63
Módulo 2 (LF2-MT2)	30,85	30,48
C		
Módulo único (LF-MT)	26,41	24,44

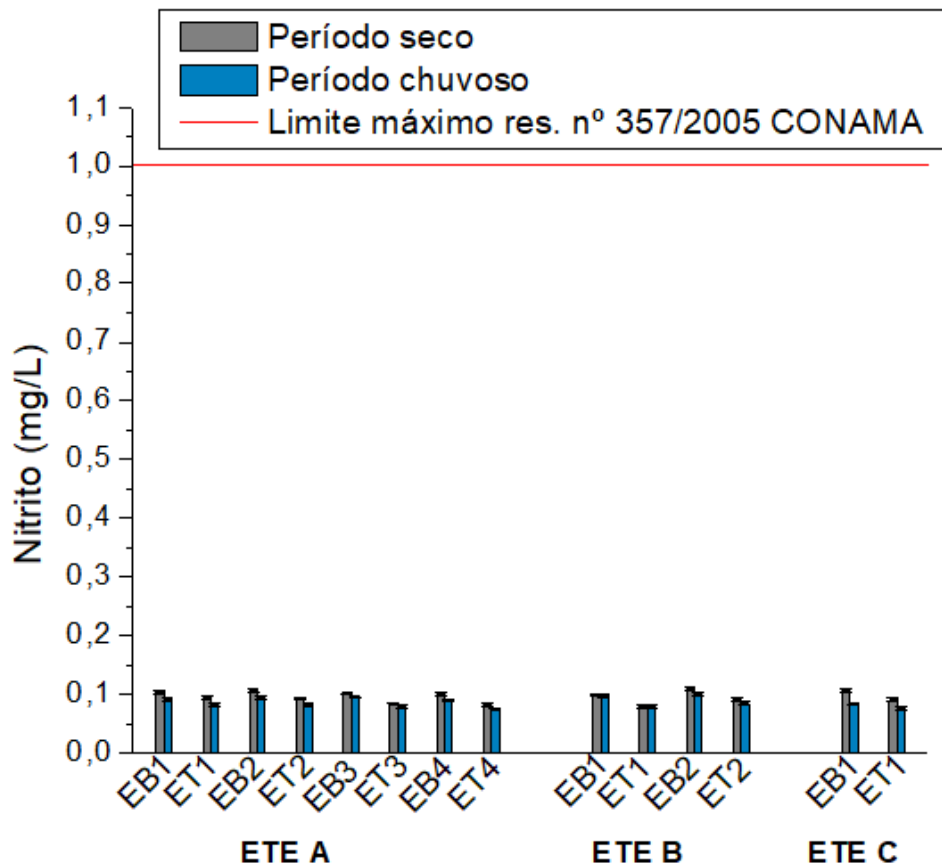
Fonte: produção do autor (2017).

O nitrito demonstrou comportamento similar ao nitrato nos dois períodos, com as maiores variações nos módulos 3 e 4 da ETE A e nos módulos 1 e 2 da ETE B (Figura 36). O menor resultado foi identificado na ETE A no período chuvoso (0,07 mg/L no ponto ET4).

Scaratti et al. (2014) avaliaram as características de efluentes tratados em lagoas de estabilização e os teores de nitrito foram de 0,02 mg/L. É importante salientar que as lagoas avaliadas por estes autores possuem uma configuração diferente (lagoa anaeróbica, seguida de lagoa facultativa e de maturação) e, portanto, o tratamento pode apresentar valores diferentes dessa pesquisa. Owusu-Ansah et al. (2015) analisaram os efluentes de lagoas de maturação, por exemplo, e obtiveram valores finais de até 0,08 mg/L, praticamente iguais aos dessa pesquisa.

A resolução nº 430/2011 do CONAMA não dispõe um valor máximo de nitrito para os efluentes finais, mas a resolução nº 357/2005 do mesmo órgão diz que águas doces não podem conter mais de 1,0 mg/L-N.

Figura 36 - Variação do nitrito nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

A respeito da eficiência, a ETE A teve os menores valores nos módulos 1 e 2, enquanto os módulos 3 e 4 obtiveram resultados na faixa dos 18%, sendo o módulo 4 o mais eficiente (Tabela 10). O módulo 1 da ETE B obteve eficiência de 19,95% (seco) contra 18,96% (chuvoso), e o módulo 2 demonstrou eficiência menor que estas. A ETE C não ultrapassou o valor de 14,07%. Owusu-Ansah et al. (2015) observaram a eficiência de lagoas facultativas e maturação encontrando remoção de 25 a 50%, as quais não foram atingidas neste estudo. Isso demonstra que as estações não estão sendo eficientes como se é esperado.

Tabela 10 - Eficiência da remoção do nitrito nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (LF1-MT1)	8,91	8,63
Módulo 2 (LF2-MT2)	13,56	13,00
Módulo 3 (LF3-MT3)	18,29	17,80
Módulo 4 (LF4-MT4)	18,19	18,00

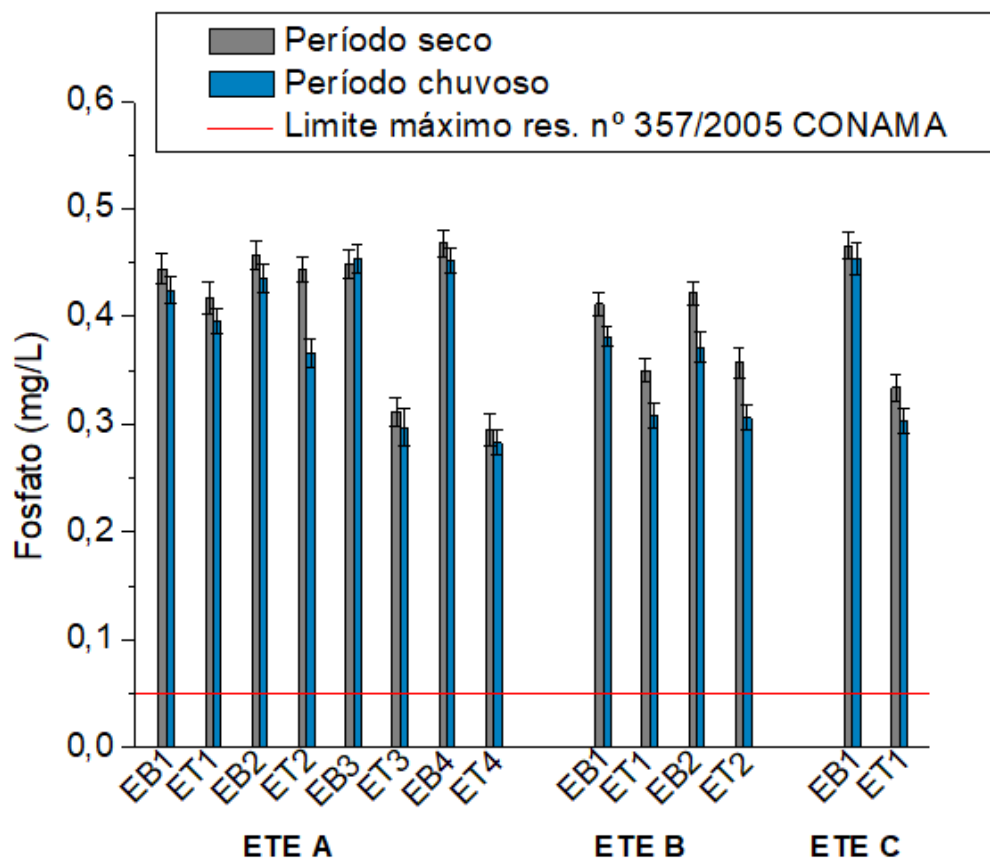
CONTÍNUA

B		
Módulo 1 (LF1-MT1)	19,95	18,96
Módulo 2 (LF2-MT2)	16,90	15,46
C		
Módulo único (LF-MT)	14,07	10,46

Fonte: produção do autor (2017).

O fosfato apresentou um comportamento similar ao dos demais parâmetros, onde os valores foram menores no período chuvoso, com destaque para os pontos da ETE B nos quais ocorreram uma variação mais acentuada no efluente bruto (Figura 37).

Figura 37 - Variação do fosfato nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

D'Alessandro et al. (2015) obtiveram valores de 1,9 a 10 mg/L no esgoto bruto e 2,6 a 4,3 mg/L no efluente final, os quais são superiores aos encontrados nesse estudo. Entretanto, comparando os meses estudados pelos autores, percebe-se que os menores teores, também, foram nos mesmos meses dessa pesquisa, não sendo avaliado o período chuvoso por eles. Observa-se que a quantidade de nutrientes diminui no período chuvoso. Todos os pontos ultrapassaram bastante o limite máximo, indicando altos teores de fosfato nas lagoas, o qual proporcionou o surgimento da *Eichhornia* na lagoa facultativa da ETE C (Ver Figura 21).

Em termos de eficiência, os módulos 1 e 2, da ETE A ficaram abaixo de 7%, os módulos 3 e 4 passaram de 30%, tanto no período seco, quanto no chuvoso (Tabela 11). Essa diferença significativa pode ser explicada pelo tempo de trabalho dos módulos 1 e 2, os quais são mais antigos em relação aos módulos 3 e 4 e podem estar mais assoreados. A baixa redução em alguns módulos pode estar relacionada, também, ao pH, o qual não atingiu valores próximos ao 9 no efluente bruto e são menores nos módulos 1 e 2 da ETA A (Figura 31). Além disso, é importante destacar que os módulos são independentes, ou seja, cada um pode fornecer um determinado resultado em função de inúmeros fatores. Na ETE B, a eficiência foi bem equilibrada entre os dois períodos, sendo levemente superior no chuvoso. A ETE C, também, teve o seu melhor resultado no período chuvoso, passando de 30%.

D'Alessandro et al. (2015) observaram uma remoção que variou de 19 a 40% nas lagoas estudadas. É importante que seja observado o comportamento dos módulos 1 e 2 das ETAs A e B, pois apresentaram taxas bem inferiores ao esperado para esse sistema, 20-60% de remoção (BRASIL, 2011; SPERLING, 2014).

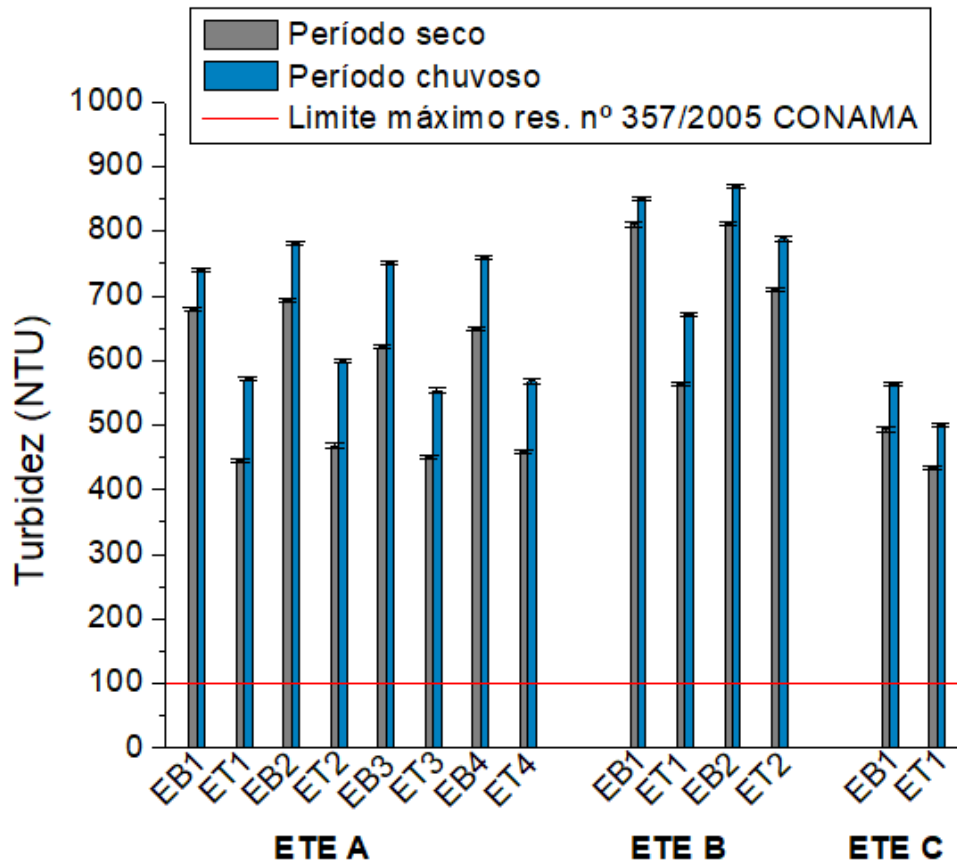
Tabela 11 - Eficiência da remoção de fosfato nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (EB1-ET1)	6,05	6,53
Módulo 2 (EB2-ET2)	2,99	15,90
Módulo 3 (EB3-ET3)	30,54	34,53
Módulo 4 (EB4-ET4)	36,93	37,29
B		
Módulo 1 (EB1-ET1)	15,03	19,27
Módulo 2 (EB2-ET2)	15,29	17,49
C		
Módulo único (EB1-ET1)	28,24	33,22

Fonte: produção do autor (2017).

A turbidez variou conforme os períodos estudados e entre os módulos de cada unidade, com valores superiores no período chuvoso (Figura 38). Nesse sentido, no período seco, o parâmetro variou de 693,91 a 445,79 NTU na ETE A, na ETE B foi de 812,1 a 562,88 NTU e na ETE C de 493,08 a 443,82 NTU.

Figura 38 - Variação da turbidez nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

O aumento no período chuvoso é esperado, pois a precipitação provoca o carreamento de materiais para dentro da rede coletora de águas pluviais e, conseqüentemente, para as lagoas (RICHTER, 2009). A turbidez, nesse período, foi mais elevada na ETE B (valor máximo de 869,25 NTU) e mais baixa na ETE C (499,92 NTU). A elevação da turbidez no período chuvoso, também, pode ter sido influenciada pela disposição inadequada de resíduos identificada nas unidades, os quais foram carreados para as lagoas.

As medidas de turbidez podem variar conforme o tipo de efluente. Por exemplo, Azzolini e Fabro (2013) fizeram o monitoramento da eficiência de um sistema de tratamento de efluente de laticínio e o parâmetro teve valor médio de 3.150 NTU, enquanto Dantas (2013) encontrou valor máximo de 660 NTU e mínimo de 185 NTU para lagoas facultativas e de 349 NTU e 180 NTU para lagoas de maturação de efluentes após a flotação. Essa diferença acontece devido à quantidade de produtos em suspensão. Portanto, as unidades avaliadas nesse estudo podem ter uma carga maior de material em suspensão em relação aos estudos desse último autor, por não terem sido tratadas por etapa de flotação. Ademais, as diferenças entre os módulos das unidades podem ser explicadas pelo tipo de efluente recebido por elas. As unidades

possuem diversos módulos, os quais recebem diferentes efluentes de diferentes partes do município (Ver Figura 9 na p. 40).

Avaliando a eficiência (Tabela 12), a ETE A e o módulo 1 da ETE B tiveram os melhores resultados, tanto no período seco, quanto no chuvoso, sendo o mais positivo o módulo 1 da ETE A (34,34%). O módulo 2 da ETE B obteve a menor eficiência no período chuvoso (9,31%), enquanto a ETE C teve resultados baixos nos dois períodos, devido, principalmente, a lagoa apresentar uma grande área assoreada (Figura 20 na p. 55). As eficiências nessas unidades podem estar sendo reduzidas, devido ao carreamento de materiais sólidos, principalmente, no caso da ETE C, onde foram encontrados descartes de resíduos domésticos fora e dentro das lagoas. Hayati, Doosti e Sayadi (2013) fizeram a caracterização de lagoas de estabilização e a remoção de turbidez foi superior à dessa pesquisa, 68% no verão e 50% no inverno. Possivelmente o assoreamento nas lagoas está influenciando na baixa remoção de turbidez do efluente. A resolução CONAMA nº 357/2005 permite que corpos hídricos tenham no máximo 100 NTU. Como observado na Figura 40, todos os efluentes obtiveram índices muito superiores (de 4,5 a 8 vezes maior) ao dessa legislação. Vale salientar que, o assoreamento pode prejudicar diversas atividades, entre elas a navegação.

Tabela 12 - Eficiência da remoção da turbidez nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (EB1-ET1)	34,34	22,69
Módulo 2 (EB2-ET2)	32,55	23,47
Módulo 3 (EB3-ET3)	27,34	26,24
Módulo 4 (EB4-ET4)	29,32	25,21
B		
Módulo 1 (EB1-ET1)	30,53	20,97
Módulo 2 (EB2-ET2)	12,60	9,31
C		
Módulo único (EB1-ET1)	12,01	11,31

Fonte: produção do autor (2017).

As análises de óleos e graxas demonstraram que o parâmetro variou pouco entre os períodos estudados, sendo, levemente inferiores no chuvoso, devido a diluição das amostras pela água da chuva (Figura 39).

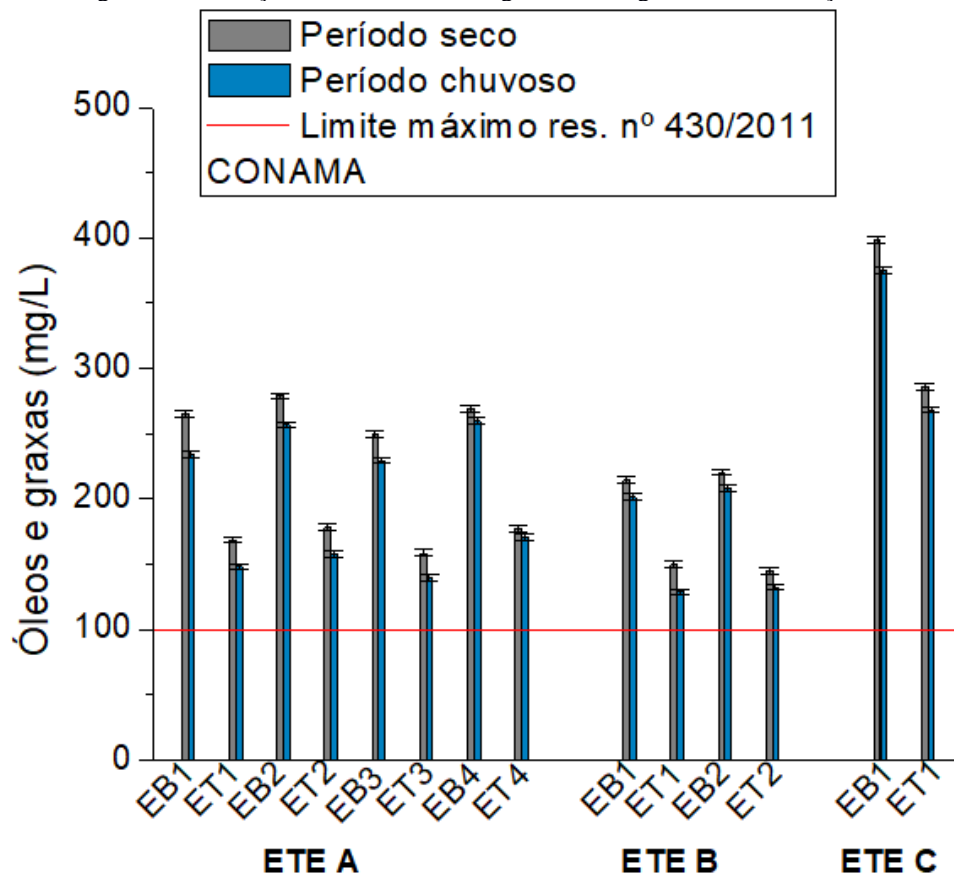
No caso da ETE A, o valor máximo, no período seco, foi de 279,1 mg/L no ponto EB2 e o menor no ET3. As lagoas de maturação dessa unidade não ultrapassaram o valor de 178,2 mg/L. A respeito da ETE B, percebe-se que os dados foram relativamente menores em relação

à unidade anterior, o que não ocorreu com a ETE C. Essa, por sua vez, tem os teores mais elevados devido à ausência da caixa de areia e da etapa de gradeamento. Durante o período chuvoso o cenário não foi diferente, a ETE C teve o maior resultado na entrada do efluente bruto e a ETE A teve seu maior índice no ponto EB4. Na ETE B, o valor máximo foi de 208,1 mg/L e o mínimo de 129,1 mg/L.

Barros, Maia e Souza (2013) realizaram a caracterização desse parâmetro na ETE A e encontraram valor de 246 mg/L para o efluente de entrada, resultado próximo ao dessa pesquisa, indicando que estes valores não se alteraram nos últimos 5 anos.

Para substâncias solúveis em hexano, como os óleos e graxas, a CONAMA nº 430/2011 estabelece um limite de até 100 mg/L para o efluente final. Sendo assim, observando a Figura 41 vê-se que nenhum ponto atendeu ao limite estabelecido. Altos teores de óleos e graxas podem provocar sérios danos aos corpos hídricos, pois, diminuem as concentrações de OD e elevam a DBO e DQO. Esse processo foi notado nas análises, onde as concentrações de OD ficaram abaixo do recomendável e a DQO com índices elevados (BRASIL, 2011; VASCONCELOS; GOMES, 2009).

Figura 39 - Variação do teor de óleos e graxas nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

As lagoas apresentaram eficiência abaixo de 40% em todos os pontos, sendo as menores porcentagens na ETE C (Tabela 13). No caso da ETE A, a baixa remoção, possivelmente, ocorreu devido às falhas identificadas no gradeamento e a presença de resíduos sólidos (como plásticos) na etapa de caixa de areia. Falhas como estas dificultam a sedimentação de materiais, os quais podem conter uma grande quantidade de óleos e graxas em sua composição. A respeito disso, Oliveira et al. (2014) analisaram a composição de resíduos de caixas de areia e obtiveram uma variação de óleos e graxas de 34.256 a 868.095 mg/L, deixando claro a necessidade dessa etapa no tratamento, fato comprovado na ETE C, onde a ausência das etapas de gradeamento e caixa de areia influenciaram nos valores mais elevados e na eficiência mais baixa das unidades analisadas.

Tabela 13 - Eficiência da remoção de óleos e graxas nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)	
	Período seco	Período chuvoso
A		
Módulo 1 (EB1-ET1)	36,62	36,69
Módulo 2 (EB2-ET2)	36,15	38,53
Módulo 3 (EB3-ET3)	36,43	39,14
Módulo 4 (EB4-ET4)	34,13	34,28
B		
Módulo 1 (EB1- ET1)	30,17	35,86
Módulo 2 (EB2-ET2)	34,11	36,32
C		
Módulo único (EB1-ET1)	28,16	28,51

Fonte: produção do autor (2017).

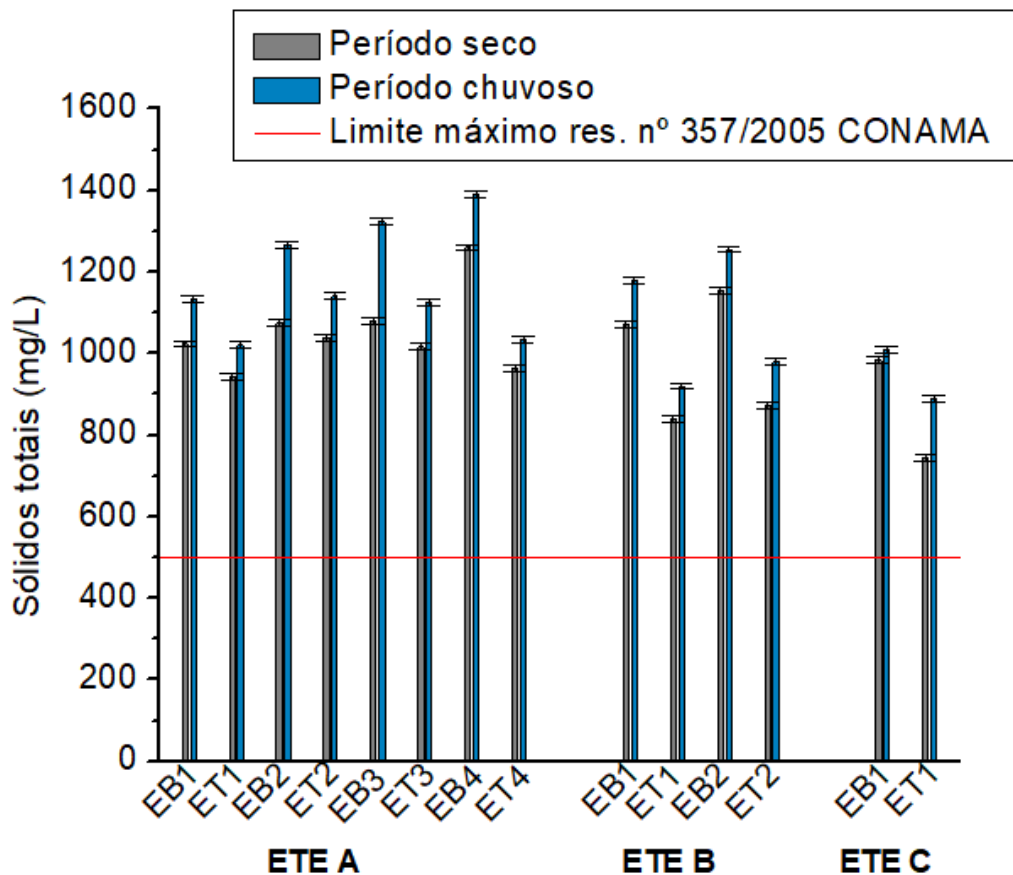
Para esse tipo de sistema, espera-se uma remoção mais elevada de óleos e graxas, a qual foi obtida por outros autores em seus estudos. Dehghani et al. (2014), por exemplo, analisaram um sistema de tratamento municipal de efluentes no Irã e obtiveram eficiência mínima de 59% e máxima de 85%, Elkamah et al. (2016) tiveram 83% de remoção de óleos e graxas, enquanto Orssato, Hermes e Boas (2010) encontraram pontos com eficiência de até 70% de remoção. Todos os sistemas analisados pelos autores acima possuem etapas de gradeamento e caixa de areia em funcionamento.

Os sólidos totais tiveram um leve aumento no período chuvoso em relação ao seco, comportamento esperado e similar ao da turbidez em todas as unidades (Figura 40).

Provavelmente, isso aconteceu devido ao carregamento de materiais presentes nas bordas das lagoas, como plantas e resíduos sólidos domésticos. Dessa forma, no período seco, a ETE A teve valor mínimo de sólidos totais de 944 mg/L contra 1.021 mg/L no chuvoso. A ETE B

apresentou dados próximos nos dois períodos, sendo 840 mg/L no seco contra 920 mg/L no chuvoso, enquanto a ETE C teve o menor índice no período seco (744 mg/L). Vale salientar que, o tipo de esgotamento sanitário influencia nas características do efluente, no caso da ETE C o aumento nos teores de sólidos totais, durante o período chuvoso, pode ser originado do carreamento de águas pluviais, cujas galerias recebem descarte de efluentes clandestinos e resíduos sólidos. Estas galerias não suportam o volume adicional e o efluente vaza no terreno, escorrendo, por gravidade, para as lagoas facultativas e de maturação que ficam num nível mais baixo. Nesse caminho, levam os sólidos do solo para as lagoas.

Figura 40 - Variação dos sólidos totais nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

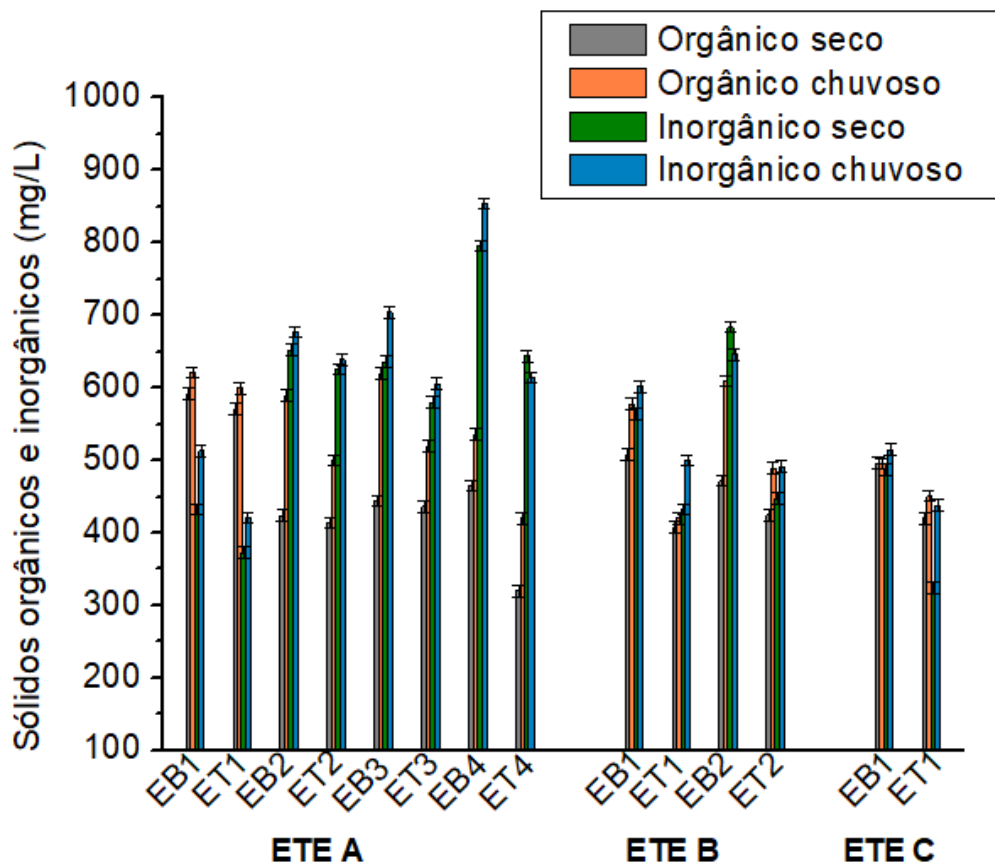
Ruggeri Júnior (2011) analisou as concentrações de sólidos totais em lagoas de estabilização, encontrando valores máximos de até 988 mg/L. Nota-se que é um valor inferior a maioria dos pontos dessa pesquisa, porém, é importante destacar que as lagoas desse estudo estavam assoreadas, podendo influenciar diretamente nas concentrações desse parâmetro.

Todos os pontos ultrapassaram o valor máximo de 500 mg/L, sendo importante destacar que os valores nas saídas estão bem próximos aos do efluente bruto, demonstrando uma baixa eficiência do sistema. Altos valores de sólidos totais podem causar impactos ao corpo receptor,

retendo bactérias e resíduos orgânicos no fundo do rio, provocando a decomposição anaeróbia, diminuindo as concentrações de oxigênio no meio e, principalmente, dificultando a navegação nas áreas estudadas como já discutido anteriormente (BATISTA et al., 2013).

A respeito dos sólidos orgânicos e inorgânicos, observa-se que durante os períodos estudados os sólidos inorgânicos tiveram valores superiores em todos os pontos, com exceção de EB1 e ET1 da ETE A e EB1 (somente no período seco) e ET1 da ETE C (Figura 41). Quanto aos sólidos orgânicos, Ruggeri Júnior (2011) observou valores máximos de até 415 mg/L em seu estudo, valor este próximo aos identificados em alguns pontos das três unidades dessa pesquisa durante o período seco.

Figura 41 - Variação dos sólidos orgânicos e inorgânicos nas lagoas de estabilização estudadas.



Fonte: produção do autor (2017).

Quanto à eficiência, observando a Tabela 14, percebe-se que os sólidos totais tiveram as menores taxas de remoção na ETE A nos módulos 1, 2 e 3. O módulo 4 teve os melhores resultados, sendo levemente superior no período chuvoso. Enquanto nas demais unidades a eficiência não passou 24,56%. Nos sólidos orgânicos observa-se que os módulos 1, 2 e 3, da ETE A, tiveram os resultados mais críticos no verão, assim como o módulo 2 da ETE B. Isso pode ter ocorrido devido ao acúmulo de matéria orgânica. Os resultados foram melhores no

período chuvoso, provavelmente devido à diluição do material. O módulo 1 da ETE A e o módulo único da ETE C foram os que apresentaram comportamento inverso, remoção de sólidos orgânicos mais baixo no período chuvoso. Vale salientar que cada módulo trata o efluente de forma independente, podendo apresentar uma remoção mais alta ou baixa em relação aos demais. O módulo 1 da ETE A é mais antigo em relação aos demais, além de ser o mais próximo das laterais de transição de pessoas, as quais despejam resíduos sólidos nele e na ETE C, a qual não tem grade e caixa de areia.

Os sólidos inorgânicos tiveram maior remoção no módulo 4 da ETE A, nos dois módulos da ETE B e no módulo único da ETE C no período seco, sendo os menores percentuais nos módulos 2 e 3 da ETE A. No período chuvoso, houve um leve aumento na eficiência do módulo 1 e 3 da ETE A e um decréscimo nos dois módulos da ETE B e no módulo único da ETE C. Os demais se mantiveram próximos dos números do período seco. De maneira geral, os parâmetros indicam que está havendo baixa sedimentação nas lagoas, provavelmente, ocasionada pelo assoreamento das áreas, como comprovado nas caracterizações já discutidas anteriormente.

Tabela 14 - Eficiência da remoção de sólidos totais, orgânicos e inorgânicos nas unidades de tratamento nos dois períodos.

ETE	Remoção (%)					
	Período seco			Período chuvoso		
A	ST	SO	SI	ST	SO	SI
Módulo 1 (LF1-MT1)	7,81	3,54	13,65	9,96	3,38	17,93
Módulo 2 (LF2-MT2)	3,34	2,35	3,98	9,95	14,94	5,61
Módulo 3 (LF3-MT3)	5,92	1,80	8,80	14,95	16,12	13,92
Módulo 4 (LF4-MT4)	23,49	31,18	19,09	25,61	21,64	28,10
B						
Módulo 1 (LF1-MT1)	21,64	19,88	23,22	22,03	27,33	16,94
Módulo 2 (LF2-MT2)	24,56	9,95	34,64	21,97	19,83	23,99
C						
Módulo único (LF-MT)	24,39	15,32	33,60	11,98	8,88	14,95

Fonte: produção do autor (2017).

5 CONCLUSÃO

A falta de isolamento das áreas, ausência de limpeza, o assoreamento e a disposição inadequada de resíduos sólidos pode ter influenciado na baixa eficiência das estações de tratamento de efluente. Os teores de óleos e graxas, sólidos totais, fosfato, condutividade elétrica e turbidez ultrapassaram os limites estabelecidos pela legislação em todas as estações nos dois períodos. No período seco, o oxigênio dissolvido ficou abaixo do recomendável em todas as unidades, e no chuvoso, os módulos 1, 2 e 3 da ETE A não obedeceram ao limite mínimo. As estações apresentaram eficiência baixa se comparada com outras estudadas na literatura, não atingindo a remoção da DBO, nitrogênio total na ETE A, nitrito em todos os pontos e fosfato em pontos das ETEs A e B. Entre as estações estudadas, a ETE B apresentou as melhores remoções, sendo a ETE C a unidade com as piores remoções, possivelmente devido ao acelerado processo de assoreamento identificado nela, além da ausência de grade e caixa de areia.

Quanto à sazonalidade, a entrada da água de chuva nas unidades forneceu uma diluição do efluente e remoções melhores para praticamente todos os parâmetros, com exceção da turbidez, sólidos totais e nitrito, onde o carreamento de resíduos sólidos, provocado pelo vento e pela chuva, pode ter influenciado nos resultados.

Faz-se necessária a dragagem de todos os sedimentos e demais resíduos sólidos das lagoas de estabilização, pois, estes podem estar prejudicando a eficiência das unidades e causando o comprovado assoreamento da foz do rio Apodi-Mossoró.

Todas essas iniciativas são essenciais para a proteção do Rio Apodi-Mossoró, o qual, em épocas de seca, possui baixo volume de água e pode não ser capaz de depurar os efluentes lançados após um tratamento ineficiente, bem como já se apresenta altamente assoreado em sua foz, prejudicando fortemente uma das maiores atividades empresariais da região (salinas) que dependem da navegação para realizar o escoamento da produção.

REFERÊNCIAS

- AKPOR, O. B. Wastewater effluent discharge: effects and treatment processes. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON CHEMICAL, BIOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 3., 2011, Singapore. **Anais...** Singapore: IPCBEE, 2011. Disponível em: <<http://www.ipcbee.com/vol20/16-ICBEE2011E20001.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2016, 23:45:23.
- AL-JABOUBI, M. et al. Assessment of the impact of wastewater use on soil properties. **J. Mater. Environ. Sci**, Marrocos, v. 5, n. 3, p. 747-752, 2014. Disponível em: <http://www.jmaterenvirosoci.com/Document/vol5/vol5_N3/93-JMES-719-2014-Al-Jaboob.pdf>. Acesso em: 03 dez. 2016, 21:49:23.
- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.
- ANDREOLI, C. V. et al. A relação da qualidade e quantidade da água no ambiente urbano e rural. In: ANDREOLI, C. V.; TORRES, P. L. (Org.). **Complexidade: redes e conexões do ser sustentável**. Curitiba, PR: SENAR, 2014, p. 493-510.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21. ed. USA: AWWA, 2005.
- ARRUDA, C. S. C. et al. Pós-tratamento de efluente cervejeiro com coagulantes naturais. **InterfacEHS**, São Paulo, SP, v. 10, n. 1, p. 141-156, 2015. Disponível em: <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2015/06/130_InterfacEHS_ed-vol10_n1_2015.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2017, 18:33:55.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Águas - determinação de resíduos (sólidos) - método gravimétrico**. Rio de Janeiro, RJ: ABNT, 1989.
- ASSUNÇÃO, F. A. L. **estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG**. 2009. 105 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2009. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/ENGD-7YAJ53>>. Acesso em: 20 fev. 2017, 15:57:23.
- AZZOLINI, J. C.; FABRO, L. F. Monitoramento da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de um laticínio da região meio-oeste de Santa Catarina. **Unoesc & Ciência**, Joaçaba, SC, v. 4, n.1, p. 43-60, 2013. Disponível em: <<http://editora.unoesc.edu.br/index.php/acet/article/viewFile/2670/pdf>>. Acesso em: 11 fev. 2016, 08:52:10.

BARBOSA, A. H. S. et al. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio Apodi-Mossoró. **Holos**, Mossoró, RN, v. 7, a. 32, p. 121-132, 2016. Disponível em: <<http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/4183/1592>>. Acesso em: 27 maio 2017, 17:30:32.

BARROS, H. S.; MAIA, C. E. M.; SOUZA, L. D. Extração do óleo presente na espuma de esgoto para uso na produção de biodiesel. **Química: ciência, tecnologia e sociedade**, Mossoró, RN, v. 2, n. 1, p. 42-48, 2013. Disponível em: <<http://periodicos.uern.br/index.php/qcts/article/view/947>>. Acesso em: 16 fev. 2017, 18:18:25.

BATISTA, I. C. M. et al. Caracterização física e microbiológica da água do rio Itapicuru. **Enciclopédia biosfera**, Goiânia, GO, v. 9, n. 16, p. 64-76, 2013. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013c/caracterizacao%20fisica.pdf>>. Acesso: 16 fev. 2017, 18:44:35.

BEZERRA, J. M et al. Análise dos indicadores de qualidade da água no trecho urbano do rio Apodi-Mossoró em Mossoró-RN, Brasil. **Revista Semina: Ciências agrárias**, Londrina, PR, v. 34, n. 6, p. 3443-3454, 2013. Disponível em: <www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/download/12774/13638>. Acesso em: 20 fev. 2017, 16:07:23.

BIRKETT, K. et al. **Introduction to General Wastewater Study Guide**. Washington, D.C: Wisconsin Department of Natural Resources, 2011. Disponível em: <<http://dnr.wi.gov/regulations/opcert/documents/wwsgeneralintro.pdf>>. Acesso em: 6 jul. 2016, 10:35:00.

BORGES, F. B.; AMARAL, L. A; STÉFANI, M. V. Caracterização de efluentes de viveiros de engorda de rã-touro (*Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, SP, v. 1, n. 1, p. 1-7, 2012. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/alb/2012nahead/aop_alb_240205.pdf>. Acesso em: 11 fev. 2017, 09:02:13.

BUAINAIN, A. M. et al. **O mundo rural no Brasil do século 21: A formação de um novo padrão agrário e agrícola**. Brasília, DF: Embrapa, 2014.

BRASIL. 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 março 2005. Seção 1, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/501408/pg-58-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-18-03-2005>>. Acesso em: 29 maio 2016, 20:41:25.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 4 jan. 2007. Seção 1, p. 1. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/413443/pg-1-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-05-01-2007>>. Acesso em: 23 jan. 2016, 21:04:33.

BRASIL. 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. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 13 maio 2011. Seção 1, p. 89. Disponível em: <<http://www.jusbrasil.com.br/diarios/26738562/pg-89-secao-1-diario-oficial-da-uniao-dou-de-16-05-2011>>. Acesso em: 26 maio 2016, 21:05:45.

CAERN. **ETE Cajazeiras**: Caern coloca em funcionamento lagoa recuperada. Natal, RN: Portal Caern, 2013a. Disponível em: <<http://www.caern.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=11006&ACT=null&PAGE=null&PARM=null&LBL=NOT%C3%83+CIA>>. Acesso em: 30 jan. 2015, 11:30:50.

CAERN. **Manual de licenciamento ambiental**. Natal, RN: CAERN, 2013b. Disponível em: <<http://adcon.rn.gov.br/ACERVO/caern/DOC/DOC000000000007616.PDF>>. Acesso em: 04 ago. 2017, 16:01:32.

CAMPOS, A. R. C. **Tratamento conjugado de lixiviado de aterro sanitário e esgoto sanitário em lagoas de estabilização rasas**. 2012. 98 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2012. Disponível em: <<http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/Dissertacoes2012/disserta%C3%A7%C3%A3o%20Andrezza.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:06:33.

CASTRO, L. B. **Estudo de mudança de concepção da estação de tratamento de esgotos de Ituiutaba (MG)**. Ituiutaba, MG: Portal Saneamento Básico, 2013.

CETEM. **Bacia do rio Apodi-Mossoró é afetada por atividades antrópicas, como indústria da construção civil**. Brasília, DF: CETEM, 2013.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas, 2011.

COLARES, C. J. G; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, SP, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v8n1/13.pdf>>. Acesso em: 17 dez. 2016, 18:06:35.

COMPTON, I. et al. **Cleaning up Carabuela**: what to do with number two. Michigan, USA: Calvin, 2012.

ÇAKO, V.; BACI, S.; SHENA, M. Water Turbidity as One of the Trophic State Indices in Butrinti Lake. **Journal of Water Resource and Protection**, Hubei, China, v. 5, n. 1, p. 1144-1148, 2013. Disponível em: <http://file.scirp.org/pdf/JWARP_2013120909532964.pdf>. Acesso em: 1 jul. 2017, 01:59:21.

D'ACAMPORA, B.; AFONSO, S. Soluções para conciliação de estações de tratamento de esgoto com áreas verdes urbanas públicas e de lazer nos bairros forquilhas e potecas, município de São José/SC. In: ENCONTRO NACIONAL DE TECNOLOGIA DO AMBIENTE CONSTRUÍDO, 14., 2012, Juiz de Fora, MG. **Anais...** Juiz de Fora, MG: INFOHAB, 2012. Disponível em:

<<http://www.infohab.org.br/entac2014/2012/docs/1253.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:45:45.

D'ALESSANDRO, E. B. et al. Influência da sazonalidade em lagoas de estabilização. **Ingeniería del Agua**, Valência, Espanha, v. 19, n. 4, p. 193-209, 2015. Disponível em: <<https://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/download/3418/4352>>. Acesso em: 11 fev. 2017, 09:19:25.

DANTAS, C. R. C. **Avaliação da flotação por ar dissolvido no polimento de efluentes de lagoa de estabilização**. 2013. 73 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2013. Disponível em: <<https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/16002>>. Acesso em: 11 fev. 2017, 09:45:12.

DANTAS, F. V. A et al. Uma análise da situação do saneamento no Brasil. **FACEF pesquisa - desenvolvimento e gestão**, Franca, SP, v. 15, n. 3, p. 272-282, 2012. Disponível em: <<http://periodicos.unifacef.com.br/index.php/facefpesquisa/article/viewFile/549/513>>. Acesso em: 20 fev. 2017, 16:21:32.

DANTAS, I. L. A. et al. Viabilidade do uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do rabanete (*Raphanus sativus* L.). **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, SP, v. 9, n. 1, p. 109-117, 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/ambiagua/v9n1/11.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:34:55.

DAVIS, M. L. **Water and wastewater engineering: design principles and practice**. New York, USA: Wefpress, 2010.

DEC. **Design standards for wastewater treatment works in the lake George Basin**. New York, USA: Department of environmental conservation, 2015. Disponível em: <http://www.dec.ny.gov/docs/water_pdf/draftlakegeorgedesignstandards.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2016, 11:29:45.

DEFRA. **Tackling water pollution from the urban environment: consultation on a strategy to address diffuse water pollution from the built environment**. London, UK: UK Government, 2012. Disponível em: <https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/82602/consult-udwp-doc-20121120.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2016, 22:45:30.

DEHGHANI, M. et al. A Survey on the Removal Efficiency of Fat, Oil and Grease in Shiraz Municipal Wastewater Treatment Plant. **Jentashapir J Health Res**, Ahvaz, Irã, v. 5, n. 6, p. 1-4, 2014. Disponível em: <http://jjhres.com/?page=article&article_id=26651>. Acesso: 16 fev. 2017, 18:29:33.

DIAS, G. H. **Identificação da vulnerabilidade socioambiental na área urbana de Mossoró-RN, a partir do uso de técnicas de análises espaciais**. 2013. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, RN, 2013. Disponível em: <http://www.uern.br/controldepaginas/mestrado-dissertacoes/arquivos/0631dissertaa%C2%A7a%C2%A3o_gutenberg.pdf>. Acesso em: 5 dez. 2016, 15:42:35.

DICKIN, S. K. et al. A Review of health risks and pathways for exposure to wastewater use in agriculture. **Environmental Health Perspectives**, North Carolina, USA, v. 124, n. 7, p. 1-42,

2016. Disponível em: < <http://ehp.niehs.nih.gov/wp-content/uploads/advpub/2016/1/ehp.1509995.acco.pdf>>. Acesso em: 2 dez. 2016, 14:38:25.

DIELLE, E. F. **Estudo da nova norma brasileira de projeto de estação de tratamento de esgotos - NBR 12.209/2011**. 2014. 69 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em engenharia sanitária e ambiental) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG, 2014. Disponível em: < <http://www.ufjf.br/engsanitariaeambiental/files/2014/02/TFC-Eduardo-FINAL.pdf>>. Acesso em: 08 maio 2016, 14:03:45.

ELKAMAH, H. M. et al. Removal of Fecal Coliform from HFBR Effluent via Stabilization Pond as a Post Treatment. **Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences**, [S. l.], v. 7, n. 6, p. 1897-1905, 2016. Disponível em: <[http://www.rjpbcs.com/pdf/2016_7\(6\)/\[256\].pdf](http://www.rjpbcs.com/pdf/2016_7(6)/[256].pdf)>. Acesso em: 16 fev. 2017, 18:22:30.

ENITAN, A. et al. Characterization of Brewery Wastewater Composition. **International Scholarly and Scientific Research & Innovation**, [S. l.] v. 9, n. 9, p. 1073-1076, 2015. Disponível em: <<http://waset.org/publications/10002210/characterization-of-brewery-wastewater-composition>>. Acesso em: 19 jan. 2016, 08:05:30.

EPA. **Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers**. USA: EPA, 2011.

EPA. **Urban Waste Water Treatment in 2015**. Wexford, Ireland: Environmental Protection Agency, 2016. Disponível em: <https://www.epa.ie/pubs/reports/water/wastewater/2015%20urban%20waste%20water%20report_Web%20Version.pdf>. Acesso em: 1 jul. 2017, 01:55:59.

FAEDO, A. M. **Tecnologias convencionais e novas alternativas para o tratamento de efluentes domésticos**. 2010. 39 f. Trabalho de conclusão de curso (Especialização em engenharia do controle da poluição ambiental) - Universidade do Sul de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2010. Disponível em: < http://www.uniedu.sed.sc.gov.br/wp-content/uploads/2014/04/andrea_maria_faedo.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2016, 14:43:50.

FERREIRA, E. P. **Gênese e classificação de solos em ambiente cárstico na Chapada do Apodi**. 2013. 107f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2013. Disponível em: <[http://www.ia.ufrj.br/cpacs/arquivos/teses_dissert/380_\(ME-2013\)_Edilene_Pereira_Ferreira.pdf](http://www.ia.ufrj.br/cpacs/arquivos/teses_dissert/380_(ME-2013)_Edilene_Pereira_Ferreira.pdf)>. Acesso em: 1 jul. 2017, 01:41:26.

FRANCO, A. C. R. et al. Tratamento de esgotos domésticos por disposição no solo pelo método de escoamento superficial. **Revista em agronegócios e meio ambiente**, Maringá, PR, v. 7, n. 2, p. 391-411, 2014. Disponível em: <<http://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/rama/article/viewFile/2763/2332>>. Acesso em: 1 jun. 2016, 15:01:30.

FREDDO, A. **Caracterização físico-química de lodo proveniente de duas estações de tratamento de esgoto da região oeste do Paraná**. 2014. 58f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, PR, 2014. Disponível em: < http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/4475/1/MD_COEAM_2014_2_01.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2016, 01:25:35.

HALDER, J. N.; ISLAM, M. N. Water pollution and its impact on the human health. **Journal of environment and human**, Santa Mônica, USA, v. 2, n. 1, p. 36-46, 2015. Disponível em: <www.scipublish.com/journals/eh/papers/download/3104-918.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2016, 21:53:45.

HAYATI, H.; DOOSTI, M.; SAYADI, M. Performance evaluation of waste stabilization pond in Birjand, Iran for the treatment of municipal sewage. **Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences**, Kowloon Bay, Hong Kong, v. 3, n. 1, p. 52-58, 2013. Disponível em: <[http://www.iaees.org/publications/journals/piaees/articles/2013-3\(1\)/performance-evaluation-of-waste-stabilization-pond.pdf](http://www.iaees.org/publications/journals/piaees/articles/2013-3(1)/performance-evaluation-of-waste-stabilization-pond.pdf)>. Acesso em: 30 maio 2016.

INMET. **Mapas de precipitação**. Brasília, DF: Instituto Nacional de Meteorologia, 2017. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=tempo2/mapasPrecipitacao>>. Acesso em: 08 jul. 2017, 23:45:49.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mossoró**: informações. Brasília: Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, 2016. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=240800>>. Acesso em: 07 maio 2016, 20:45:35.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Manual do saneamento básico**. Brasília: Instituto Trata Brasil, 2012.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Especialistas atribuem poluição do Rio a falhas no tratamento de esgoto**. São Paulo, SP: Instituto Trata Brasil, 2015a.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento 2015**: avanço tímido do saneamento básico nas maiores cidades compromete universalização em duas décadas. São Paulo, SP: Instituto Trata Brasil, 2015b. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015>>. Acesso em: 07 maio 2016, 22:06:25.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Ranking do saneamento instituto trata brasil 2016**. São Paulo, SP: GO associados, 2016.

JAMIESON, R. **Understanding and optimizing the performance of municipal waste stabilization ponds in the far north**. Canadá: Canadian Water Network, 2016.

JORDÃO, E. P. **O tratamento de esgotos e a crise hídrica no Brasil**. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2015. Disponível em: <http://abes-dn.org.br/pdf/28Cbesa/Esgoto_CriseHidrica_Jordao.pdf>. Acesso em: 11 jul. 2016, 11:14:35.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2014. Cap. 8-9, p. 151-212.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização**: projeto e operação. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

KHEZRI, S. M. et al. Efficiency of horizontal roughing filter in removing nitrate, phosphate and chemical oxygen demand from effluent of waste stabilization pond. **Environmental**

Health Engineering and Management Journal, Kerman, Irã, v. 2, n. 2, p. 87-92, 2015.

Disponível em: <

http://applications.emro.who.int/imemrf/Environ_Health_Eng_Manag_J/Environ_Health_Eng_Manag_J_2015_2_2_87_92.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2017, 17:24:32.

KIEPPER, B. Total Volatile Solids (TVS) Wastewater Test. **Poultry Science**, Athens, Georgia, v. 57, n. 2, p. 1-2, 2017. Disponível em: <

<https://www.poultryventilation.com/poultry-tips/vol57/n2>>. Acesso em: 1 jul. 2017: 02:12:34.

KRONEMBERGER, D. M. P. et al. Saneamento e meio ambiente. In: IBGE (Org.). **Atlas do saneamento 2011**. Brasília, DF: IBGE, 2011. Cap. 3, p. 1-36. Disponível em: <

http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv53096_cap3.pdf>. Acesso em: 6 jul. 2016, 11:25:00.

LABORATÓRIO DE TRANSPORTE E LOGÍSTICA. **Plano mestre**: terminal salineiro de Areia Branca. Florianópolis, SC: Secretaria de Portos, 2015. Disponível em:

<www.portosdobrasil.gov.br/assuntos-1/pnp1/arquivos/planos-mestres.../pm04.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2017, 14:50:55.

LEMO, S. F. C. **Análise ao sistema de efluentes da Celbi**. 2011. 63 f. Dissertação

(Mestrado em Química) - Universidade de Coimbra, Portugal, 2011. Disponível em: <

<https://eg.sib.uc.pt/bitstream/10316/18031/1/Tese%20Sandra%20Lemos.pdf>>. Acesso em: 5 jun. 2016, 11:29:30.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010.

LIMA, L. P. **Alteração de atributos na água e no nível do lençol freático após disposição de efluente em valas de infiltração**. 2016. 33 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2016. Disponível em:

<http://bdm.unb.br/bitstream/10483/14948/1/2016_LucasPradoLima.pdf>. Acesso em: 06 abr. 2017, 16:21:35.

LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**.

2015. 123 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, PR, 2015. Disponível em: <

<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/1285>>. Acesso em: 28 jun. 2016, 23:02:30.

MACEDO, M. A. A. P. T. **Educação Ambiental e Resíduos Sólidos Urbanos Caminho**

Para um Futuro Sustentável. 2014. 129 f. Dissertação (Mestrado em Economia e Gestão do Ambiente) - Universidade do Porto, Lisboa, Portugal, 2014. Disponível em: <

<https://repositorio-aberto.up.pt/bitstream/10216/76902/2/103238.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 22:27:35

MAIA, R. P.; BEZERRA, F. H. R. Geomorfologia e neotectônica da bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró – NE/Brasil. **Mercator**, Fortaleza, CE, v. 11, n. 24, p. 209-228, 2012.

Disponível em: <<http://www.mercator.ufc.br/index.php/mercator/article/viewFile/736/408>>.

Acesso em: 1 jul. 2017, 01:48:45.

MANAHAN, S. E. **Química ambiental**. 9. ed. Porto Alegre, SC: Bookman, 2013.

MANN, U. S.; DHINGRA, A.; SINGH, J. Water pollution: causes, effects and remedies. **International journal of advanced technology in engineering and science**, New Delhi, Índia, v. 2, n. 8, p. 70-74, 2014. Disponível em: <http://ijates.com/images/short_pdf/1407336270_P70-74.pdf>. Acesso em: 2 jun. 2016.

MARTINS, A. G. **Avaliação do sistema de tratamento de esgoto doméstico instalado em empreendimentos da cidade de Manaus**. 2014. 81 f. Dissertação (Mestrado em processos construtivos e saneamento urbano) - Universidade Federal do Pará, Belém, PA, 2014a. Disponível em: <<http://ppcs.propesp.ufpa.br/ARQUIVOS/dissertacoes/2014/adele.pdf>>. Acesso em: 11 jul. 2016, 10:18:25.

MARTINS, D. F. F. **Estudo integrado do potencial fitorremediador da Eichhornia crassipes em ambientes naturais e sua utilização para obtenção de extratos proteicos**. 2014. 162 f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2014b. Disponível em: <<https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/17791>>. Acesso em: 04 abri. 2017, 18:18:25.

MARQUELLI, W. A. et al. **Qualidade e segurança sanitária da água para fins de irrigação**. Brasília, DF: EMBRAPA, 2014. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/118378/1/CT-134.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:39:55.

MEMORIAL UNIVERSITY. **Lab #2 Solids Determination**. Newfoundland and Labrador, Canadá: Faculty of Engineering & Applied Science, 2015. Disponível em: <http://www.engr.mun.ca/~baiyu/ENGI%209628_files/Winter%202015/Lab2.pdf>. Acesso em: 1 jul, 2017, 02:06:53.

MENEZES, D. O.; SILVINO, G., CARVALHO NETO, A. **Orientações básicas para operação de Estações de Tratamento de Esgotos - ETEs**. Belo Horizonte, MG: FEAM, 2006.

MENEZES, O. R. S. C. **Remoção de algas de efluentes de lagoa de estabilização por meio de filtração vertical ascendente em pedregulho e brita nº 2**. 2014. 87 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2014. Disponível em: <<http://repositorio.unb.br/handle/10482/17083>>. Acesso em: 01 dez. 2016, 09:56:35.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Plano nacional de saneamento básico - PLANSAB**. Brasília, DF: Secretaria nacional de saneamento básico, 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/AECBF8E2/Plansab_Versao_Consehos_Nacionais_020520131.pdf>. Acesso em: 23 jan. 2016.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Água: um recurso cada vez mais ameaçado**. Brasília, DF: MMA, 2013. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/3%20-%20mcs_agua.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2017, 17:09:20.

MWEGOHA, W. J. S. Nitrogen dynamics in a maturation waste stabilization pond system receiving industrial wastewater in Mabibo Area Dar Es Salaam, Tanzania. **International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences**, Hyderabad, Índia, v. 5, n. 3, p. 47-

57, 2015. Disponível em: < http://www.ijpaes.com/admin/php/uploads/838_pdf.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2017, 17:21:34.

NAIDOO, S.; OLANIRAN, A. O. Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. **Int J Environ Res Public Health**, Base, Switzerland, v. 11, n. 1, p. 249, 2014. Disponível: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3924443/>>. Acesso em: 28 nov. 2016, 14:35:25.

OLIVEIRA FILHO, P. C.; DUTRA, A. M.; CERUTI, F. C. Qualidade das Águas Superficiais e o Uso da Terra: Estudo de Caso Pontual em Bacia Hidrográfica do Oeste do Paraná. **Revista Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, RJ, v. 19, n. 1, p. 32-43, 2012. Disponível em: <<http://www.floram.org/files/v19n1/v19n1a5.pdf>>. Acesso em: 4 jun. 2016, 14:25:50.

OLIVEIRA, J. **Revisão sistemática dos equinoides (echinodermata) da formação Jandaíra (cretáceo) bacia potiguar, Nordeste do Brasil**. 2013. 108 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e análise de bacias) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristovão, SE, 2013. Disponível em: <https://bdtd.ufs.br/bitstream/tede/2073/1/JOSEVANIA_OLIVEIRA.pdf>. Acesso em: 1 jul. 2017, 01:44:59.

OLIVEIRA, J. P. et al. Caracterização físico-química de resíduos oleosos do saneamento e dos óleos e graxas extraídos visando a conversão em biocombustíveis. **Quim. Nova**, São Paulo, SP, v. 37, n. 4, p. 597-602, 2014. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422014000400004>. Acesso em: 16 fev. 2017, 18:35:20.

OLIVEIRA, J.; MANSO, C. L. C.; ANDRADE, E. J. Distribuição dos equinoides na Formação Jandaíra. **Brazilian Journal of Geology**, v. 44, n. 4, p. 597-606, 2014. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/bjgeo/v44n4/2317-4889-bjgeo-44-04-00597.pdf>>. Acesso em: 26 maio 2016, 12:05:21.

OLIVEIRA, R. F.; ROLIM, C. D.; BENINCÁ, C. Avaliação da eficiência de remoção de poluentes presentes em efluentes de um abatedouro-frigorífico por tratamento biológico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 6., 2015, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre, RS: IBEAS, 2015. Disponível em: < <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/II-016.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2016, 00:01:02.

ORSSATO, F.; HERMES, E.; BOAS, M. A. V. Eficiência de remoção de óleos e graxas de uma estação de tratamento de esgoto sanitário, Cascavel - Paraná. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, SP, v. 7, n. 4, p. 249-256, 2010. Disponível em: < <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=1357&article=572&mode=pdf>>. Acesso em: 02 mar. 2017, 22:24:35.

OWA, F. D. Water Pollution: Sources, Effects, Control and Management. **Mediterranean Journal of Social Sciences**, Itália, Roma, v. 4, n. 8, p. 65-68, 2013. Disponível em: < <http://www.mcser.org/journal/index.php/mjss/article/viewFile/1760/1764>>. Acesso em: 3 jun. 2016, 13:25:30.

OWUSU-ANSAH, E. G. J. et al. Performance, compliance and reliability of Waste stabilization pond: Effluent discharge quality and environmental protection agency standards

in Ghana. **Research Journal of Applied Sciences, Engineering and Technology**, [S. l.], v. 10, n. 10, p. 1293-1302, 2015. Disponível em: <http://orbit.dtu.dk/files/118436610/v10_1293_1302.pdf>. Acesso em: 23 maio 2016, 17:28:21.

PACHECO, E. **Recurso hídrico: uso e aproveitamento**. 2013. 51 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia civil) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2013. Disponível em: <<http://www.ufjf.br/engenhariacivil/files/2012/10/Recurso-H%C3%ADrico-Usa-e-Aproveitamento.pdf>>. Acesso em: 13 jun. 2016, 21:03:20.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo, PR: EMBRAPA, 2011.

PASTICH, E. A et al. Structure and dynamics of the phytoplankton community within a maturation pond in a semiarid region. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, SP, v. 76, n. 1, p. 1-10, 2016. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjb/v76n1/1519-6984-bjb-1519-698415214.pdf>>. Acesso em: 23 maio 2016, 16:14:41.

PASSOS, R. G. **Avaliação de desempenho de lagoas de estabilização por meio de dados de monitoramento e modelagem em fluidodinâmica computacional (CFD)**. 2012. 285 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2012. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1009M.PDF>>. Acesso em: 28 jun. 2016, 22:36:25.

PENN, M. R.; PAUER, J. J.; MIHELIC, J. R. Biochemical oxygen demand. In: SABLJIC, A (Org.). **Environmental and ecological chemistry**. [S. l.]: EOLSS, v.2, cap. 10, p. 231-263, 2009.

PEREIRA, L. G. C. **Pesca e Aquicultura no Brasil**. Brasília, DF: consultoria legislativa, 2012. Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/documentos-e-pesquisa/publicacoes/estnottec/areas-da-conle/tema2/2012_19860.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2016, 20:07:20.

PINTO-COELHO, R. M.; HAVENS, K. **Crise nas águas**. Belo Horizonte: Recóleo, 2015.

POLIDO, L. H. **Proposta de projeto e estimativa de custos de uma estação de tratamento de esgoto para o campus ecoville da UTFPR**. 2013. 87 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Produção Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2013. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2152/1/CT_EPC_2013_1_23.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:30:30.

PREFEITURA MUNICIPAL DE MOSSORÓ. **Plano para o desenvolvimento para o sistema de saneamento básico do município de Mossoró**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 2010. Disponível em: <<http://www.prefeiturademossoro.com.br/audiencia/produtos/produtoIrelatoriotecnicodiagnosticosituacaoatualdosistemadesaneamentobasicodomunicipio.pdf>>. Acesso em: 30 jan. 2015, 10:15:22.

QUERINO, L. A. L.; PEREIRA, J. P. G. Geração de resíduos sólidos: a percepção da população de São Sebastião de lagoa de roça, Paraíba. **Revista Monografias Ambientais**,

Santa Maria, RS, v. 15, n. 1, p. 404-415, 2016. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/reboa/article/viewFile/19452/pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 22:13:45.

RAGUSH, C. M. et al. Performance of municipal waste stabilization ponds in the Canadian Arctic. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Holanda, v. 83, n. 1, p. 413-421, 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857415301142>>. Acesso em: 20 dez. 2016, 20:23:21.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. São Paulo: Edgard Blücher. 2009.

ROCHA, L. A. M. G. **Prevenção de riscos ocupacionais em estações de tratamento de esgoto**. 2012. 55 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialista em engenharia de segurança no trabalho) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Criciúma, SC, 2012. Disponível em: <<http://repositorio.unesc.net/bitstream/1/1242/1/Lu%C3%ADs%20Alexandre%20Maba%20Germann%20da%20Rocha.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 22:04:36.

RUGGERI JÚNIOR, H. C. **Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção de nitrogênio amoniacal**. 364 f. 2011. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2011. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/.../Tese_Humberto_Ruggeri_Junior.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2017, 18:39:12.

SÁ JÚNIOR, E. F.; MELO, O. T.; SANTOS, R. L. Avaliação ecotoxicológica de um efluente industrial de reciclagem de papelão utilizando Danio rerio e Allium cepa. **Boletim do laboratório de hidrobiologia**, São Luís, MA, v. 26, n. 1, p. 01-07, 2016. Disponível em: <<http://www.periodicoeletronicos.ufma.br/index.php/blabohidro/article/view/2938>>. Acesso em: 09 ago. 2017, 16:52:32.

SABESP. **Estação de Tratamento de esgotos**. São Paulo: SAPESP, 2014.

SALEH, B. B. **Tratamento de efluentes**. Rio Verde, GO: Instituto Federal Goiano, [entre 2010 e 2014].

SALLES, M. C. T.; GRIGIO, A. M.; SILVA, M. R. F. Expansão urbana e conflito ambiental: uma descrição da problemática do município de Mossoró, RN - Brasil. **Soc. & Nat**, Uberlândia, MG, v. 25, n. 2, p. 281-290, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/sn/v25n2/a06v25n2.pdf>>. Acesso em: 01 dez. 2012, 10:54:35.

SANTI, T. Etapa final das águas no processo. **Revista o papel**, [S. l.], v. 74, n. 3, p. 28-29, 2013. Disponível em: <http://www.revistaopapel.org.br/edicoes_impresas/69.pdf>. Acesso em: 9 jul. 2016, 19:26:30.

SANTOS, W. O. et al. Evapotranspiração da cultura do milho verde, análise estatística. **Revista ACSA**. Patos, PB, v. 9, n. 1, p. 75-81, 2013. Disponível: <<http://150.165.111.246/ojs-patos/index.php/ACSA/article/viewFile/328/pdf>>. Acesso em: 07 maio 2016, 21:29:45.

SANTOS, J. S.; SOUZA, F. M.; SANTOS, M. L. P. Distribuição de Zn, Pb, Ni, Cu, Mn e Fe nas frações do sedimento superficial do rio cachoeira na região sul da Bahia, Brasil. **Química**

nova, São Paulo, SP, v. 36, n. 2, p. 230-236, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v36n2/v36n2a05.pdf>>. Acesso em: 3 jun. 2016, 19:52:40.

SANTOS, V. S. et al. Aplicabilidade do efluente do sistema de lagoas de estabilização na irrigação da banana no sítio barro vermelho município de Barbalha-CE. In: INOVAGRI INTERNACIONAL MEETING, 1., 2012, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza, CE: INOVAGRI, 2012. Disponível em: <<http://www.inovagri.org.br/meeting2012/wp-content/uploads/2012/06/Protocolo220.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:42:55.

SARAIVA, A. L. B. C. **O clima urbano de Mossoró (RN): o subsistema termodinâmico**. 2014. 234 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade do Espírito Santo, Vitória, ES, 2014. Disponível em: <http://portais4.ufes.br/posgrad/teses/tese_7595_analuiza.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2017, 14:43:25.

SCARATTI, D. et al. Influência das condições hidroclimáticas no tratamento de esgoto sanitário por lagoas de estabilização de esgoto. **Evidência**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 139-154, 2014. Disponível em: <<http://editora.unoesc.edu.br/index.php/evidencia/article/view/5225>>. Acesso em: 11 fev. 2017, 09:32:00.

SICCA, G. S.; GAVI, C. M.; LOCKEN, S. N. **Auditoria Operacional no Sistema de Esgoto Sanitário de Jarivatuba (Joinville)**. Joinville, SC: Tribunal de Contas de Santa Catarina, 2015. Disponível em: <http://www.tce.sc.gov.br/sites/default/files/cartilha_17_ETE_Joinville_site.pdf>. Acesso em 29 nov. 2016, 14:23:35.

SILVA, A. P. C. **Biomonitoramento da qualidade da água e percepção ambiental na bacia hidrográfica do rio Apodi-Mossoró, RN**. 2013. 101 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.ufrn.br/jspui/bitstream/123456789/18249/1/AnaPCS DISSERT.pdf>>. Acesso em: 21 abr. 2016, 17:12:25.

SILVA, A. A. et al. Análise da paisagem aplicada à caracterização e planejamento ambiental da mata ciliar no trecho urbano do rio Apodi-Mossoró (Mossoró, RN, Brasil). **Boletim Gaúcho de Geografia**, Porto Alegre, RS, v. 42, n. 1, p. 300-318, 2015a. Disponível em: <<http://seer.ufrgs.br/index.php/bgg/article/viewFile/47141/32950>>. Acesso em: 1 jul. 2017, 01:52:11.

SILVA, A. T. et al. Determinação do TOG na água do rio Apodi-Mossoró e sua correlação com fatores antropogênicos. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 1., 2015, Fortaleza, CE. **Anais...** Fortaleza, CE: CONTECC, 2015b. Disponível em: <http://www.confea.org.br/media/Quimica_determinacao_do_tog_na_agua_do_rio_apodi-mossoro_e_sua.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2016, 17:26:32.

SILVA, F. R. **Degradação de compostos orgânicos oriundos da água da piscicultura utilizando diferentes materiais eletrocatalíticos**. 2014. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais) - Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, RN, 2014. Disponível em: <http://www.uern.br/controldepaginas/mestrado-dissertacoes-defendidas/arquivos/2212d_rodrigo_silva.pdf>. Acesso em: 26 maio 2017, 12:55:55.

SILVA, G. C. M.; COSTA JUNIOR, N. P.; SILVA, F. M. Caracterização do uso da terra no município de Areia Branca-RN, por técnicas de sensoriamento remoto. **Geociências**, São Paulo, SP, v. 33, n. 2, p. 314-329, 2014. Disponível em: <http://www.revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/33/volume33_2_files/33-2-artigo-10.pdf>. Acesso em: 04 abr. 2017, 14:46:20.

SILVA, R. J. **Caracterização do esgoto tratado na ETE mangueira e a viabilidade de seu uso em mudas de eucalipto**. 2011. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2011. Disponível em: <<http://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5407>>. Acesso em: 01 dez. 2016, 09:47:25.

SILVA JÚNIOR, P. S; VIEIRA JÚNIOR, A. S. V. Produção e destinação final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em Itabaiana-SE. **Revista Eletrônica da Faculdade José Augusto Vieira**, Lagarto, SE, edição especial, ano 6, 2013. Disponível em: <http://fjav.com.br/revista/Downloads/EdicaoEspecialdaPosLatoSensuemTerritorioDesenvolvimentoMeioAmbiente2013/Artigo211_224.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2017, 18:23:31.

SILVEIRA, A. G. M. **Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização**. 2011. 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2011. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/4766/1/2011_dis_agmsilveira.pdf>. Acesso em: 26 nov. 2016, 22:59:00.

SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2014**. Brasília: Ministério das cidades, 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>>. Acesso em: 06 maio 2016, 14:29:45.

SOIL. **Soils: the foundation of human and environmental health**. Washington, DC: Science Society of America, 2015. Disponível: <<https://www.soils.org/files/science-policy/ssa-sciencefrontiers-final.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2016, 10:33:50.

SOUSA, T. P. et al. Análise da qualidade da água de irrigação em função de sua condutividade elétrica (concentração total de sais solúveis). **Revista ACSA**, Campina Grande, PB, v. 10, n. 3, p. 82-88, 2014. Disponível em: <<http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/568>>. Acesso em: 26 maio 2017, 12:59:48.

SOUSA, M. U.; LIMA, L. M. R. Caracterização físico-química e microbiológica do esgoto da UEPB com proposta de tratamento para fins de reuso. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, PB, v. 10, n. 4, p. 54-60, 2015. Disponível em: <<http://oaji.net/articles/2016/2238-1480888356.pdf>>. Acesso em: 11 fev. 2017, 09:24:35.

SOUZA, I. F. Caracterização da qualidade do efluente tratado por lagoas de estabilização de esgoto no campus da UNESP, Butucatu, SP. **Tekhne e Logos**, Botucatu, SP, v. 3, n. 3, p. 3-15, 2012. Disponível em: <<http://www.fatecbt.edu.br/seer/index.php/tl/article/view/152/138>>. Acesso em: 21 jan. 2017, 08:57:20.

SOUZA, T. A. T. **Pós-tratamento de efluente anaeróbio em lagoa de polimento**. 2015. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2015. Disponível em: <http://pos-graduacao.uepb.edu.br/ppgcta/download/dissertacoes-defendidas/dissertacoes_2015/Tales-Dissertacao.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2016, 14:27:45.

SPERLING, M. V. **Waste Stabilisation Ponds**. London, UK: IWA, 2007.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Minas Gerais: UFMG, 2014.

TEIXEIRA, J. C.; GOMES, M. H. R.; SOUZA, J. A. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros - estudo comparativo entre 2001 e 2006. **Revista de engenharia sanitária e ambiental**, Rio de Janeiro, RJ, v. 16, n. 2, p. 197-204, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v16n2/v16n2a14.pdf>>. Acesso em: 20 jan. 2017, 17:52:01.

TEIXEIRA, J. C et al. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Eng. Sanit Ambient**, Rio de Janeiro, RJ, v. 19, n. 1, p. 87-96, 2014. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v19n1/1413-4152-esa-19-01-00087.pdf>>. Acesso em: 12 jan. 2017, 17:52:21.

TILLEY, E. et al. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2. ed. Suíça: eawag research, 2014.

TONETTO, J. F. **Avaliação sazonal do potencial de biodegradabilidade e remoção de cargas em efluente industrial via wetland construído**. 2016. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento) - Centro Universitário Univates, Lajeado, RS, 2016. Disponível em: <<https://www.univates.br/bdu/handle/10737/1082>>. Acesso em: 26 maio 2017, 12:14:31.

TOPARE, N. S.; ATTAR, S. J.; M. M. MANFE. Sewage/wastewater treatment technologies: a review. **Sci. Rev. Chem. Commun**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 18-24, 2011. Disponível em: <[http://www.sadgurupublications.com/ContentPaper/2011/3_122_1\(1\)2011.pdf](http://www.sadgurupublications.com/ContentPaper/2011/3_122_1(1)2011.pdf)>. Acesso em: 10 jan. 2017, 17:21:12.

VASCONCELOS, D. V.; GOMES, A. Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reúso usando processos oxidativos avançados. **Cadernos UniFOA**, Volta Redonda, RJ, v. 1, n. 1, p. 35-46, 2009. Disponível em: <<http://web.unifoa.edu.br/cadernos/edicao/11/35.pdf>>. Acesso em: 16 fev. 2017, 17:59:00

WANG, K. **Enhanced Biological Nitrogen Removal by Increasing Wastewater Temperature in An Activated Sludge System**. Stocholm: Industrial Ecology, 2012.

WATER SECURITY AGENCY. **Treated Municipal Wastewater Irrigation Guidelines**. Canadá: WSA, 2015. Disponível em: <<http://www.saskh20.ca/pdf/epb235.pdf>>. Acesso em: 26 nov. 2016, 23:32:25.

WISCONSIN DEPARTMENT OF NATURAL RESOURCES. **Ponds, Lagoons, and Natural Systems Study Guide**. Washington, D.C: Wastewater Operator Certification, 2015. Disponível em: <<http://ua.dnr.wi.gov/regulations/opcert/documents/StudyGuidePonds.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2016, 18:55:45.