



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

TAYNAR MOTA DE JESUS

**QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO POXIM A MONTANTE E A
JUSANTE DA CAPTAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2021

TAYNAR MOTA DE JESUS

**QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO POXIM A MONTANTE E A
JUSANTE DA CAPTAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

Dissertação apresentada como requisito para
obtenção de título de Mestre, no Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Civil, da Universidade
Federal de Sergipe.

Prof^a. Dr^a. Denise Conceição de Gois Santos
Michelan

SÃO CRISTÓVÃO – SE

2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me concedido a vida e me dado forças, saúde e coragem para correr atrás dos meus sonhos.

Em segundo lugar aos meus pais, Maria e José, que sempre fizeram de tudo para que eu tivesse uma boa criação, pudesse me dedicar aos estudos e chegar até essa dissertação de mestrado. Todo suporte sempre foi muito importante pra mim e eu não seria quem sou sem vocês!

Ao meu noivo Matheus, que sempre me passou confiança, bom ânimo e tranquilidade para encarar todos os desafios e poder ir além.

À minha irmã Dayze, que sempre se encarregou de não deixar eu ser mimada pelos meus pais para que eu pudesse amadurecer e encarar a vida com mais independência.

À minha orientadora Denise, que faz muito além do seu trabalho de orientação! Gentil, amiga e que realmente abraça a proposta da pesquisa. Obrigada por todas as manhãs de coleta e auxílio no laboratório! Obrigada por toda paciência e todas as dúvidas tiradas. Foi muito bom poder ser sua orientanda!

Grata também a Lucas, que nos acompanhou nas coletas e por todo auxílio no laboratório. Toda ajuda foi muito importante para mim.

À Tamires, que também sempre fez muito além do seu trabalho. Sempre gentil, delicada e prestativa. Essa pesquisa não teria acontecido sem seu suporte e disponibilidade!

Agradeço a Anderson, por toda paciência e disposição para me ensinar toda metodologia no ensaio de coliformes. Desde a incubação até a melhor técnica de lavagem da vidraria! Você também foi essencial para essa pesquisa.

Às professoras Daniella e Luciana, que participaram da banca de Qualificação e somaram conhecimento para que esse estudo ficasse mais bem fundamentado.

À professora Cristina e ao técnico Diego, que permitiram meu acesso no laboratório da Engenharia Química e me deram todo suporte para o uso.

Sou grata também aos profissionais da ETA Poxim, que tornaram esse estudo possível. Desde a química da estação, que permitia nosso acesso e nos recebia tão bem, até o pessoal da limpeza que coletava o lodo no fundo do decantador. Todos foram fundamentais!

Aos professores e colegas do mestrado, que agregaram conhecimento para essa dissertação.

Por fim, agradeço a todos que me deram suporte e torceram por mim nessa trajetória. Familiares, amigos, professores e profissionais envolvidos. Estou muito satisfeita por poder chegar até aqui!

JESUS, T. M. **Qualidade da água da sub-bacia do rio Poxim a montante e a jusante da captação da Estação de Tratamento de Água**. 2021. 101 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2021.

RESUMO

A água destinada ao abastecimento humano deve atender a requisitos de qualidade e, para isso, é direcionada a Estações de Tratamento de Água (ETA). No tratamento convencional de água de abastecimento, são utilizadas as etapas de clarificação, filtração, desinfecção e fluoretação. O processo de clarificação, consolidado nos decantadores, é responsável pela geração de maior quantidade de resíduo – denominado lodo de ETA. Este, por sua vez, de acordo com a NBR 10.004/2004 e a lei 12.305/2010, é considerado resíduo sólido e deve ter destinação ambientalmente adequada, sendo vedado o seu lançamento em corpos de água. Por outro lado, essa prática ilegal é amplamente realizada no Brasil e traz consequências tais como a degradação da estética da água, o assoreamento dos mananciais, a redução da atividade fotossintética e a ecotoxicidade. Semelhante ao retratado no País, a ETA Poxim, a qual trata água captada na sub-bacia do rio Poxim, não realiza gestão dos resíduos gerados e os lança no mesmo manancial, a jusante da captação. Diante disso, este estudo avaliou a qualidade da água do rio Poxim antes e após o despejo do lodo da ETA Poxim. Para esse fim, foram realizadas coletas de água na entrada da ETA e no rio, em ponto a jusante ao lançamento do lodo, bem como do lodo em decantador da estação. Assim, foram feitos ensaios para aferir os parâmetros cor aparente e verdadeira, turbidez, temperatura, condutividade elétrica, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), alumínio dissolvido, sólidos, coliformes totais e termotolerantes, analisados em metodologia para água doce com base na APHA e ensaios de ecotoxicidade (bioindicador vegetal *Lactuca sativa*) com base na metodologia da USEPA. Para confirmar os dados obtidos, aplicou-se teste de normalidade e teste de pares para os pontos a montante e a jusante da captação, com nível de confiança de 95%. Resultados estatísticos indicaram degradação da água ao longo do manancial para os parâmetros cor aparente, turbidez, alumínio dissolvido e coliformes termotolerantes, podendo ser consequência do grande teor de sólidos suspensos do lodo de ETA lançado no rio Poxim, da significativa dosagem de sulfato de alumínio utilizada na ETA e da deficiência em esgotamento sanitário na sub-bacia do rio Poxim. Para os demais parâmetros não houve diferença significativa entre os dois pontos do corpo d'água. Apesar disso, segundo a Resolução nº 357/2005 do CONAMA, os trechos do rio Poxim em estudo estão classificados na classe 4 de água doce para os parâmetros cor verdadeira, DBO e coliformes termotolerantes, sendo assim, o uso do manancial não é recomendado para abastecimento humano. Por fim, o lodo da ETA Poxim apresentou resultados muito mais expressivos que os da água no que diz respeito aos parâmetros cor aparente, turbidez e alumínio dissolvido. Além disso, foi constatada ecotoxicidade para a maior parte das concentrações de lodo utilizadas na germinação de sementes de alface. Assim, faz-se importante o estudo e a aplicação de solução de tratamento e destinação final ambientalmente adequada para este resíduo com potencial poluidor.

Palavras-chave: manancial; resíduo; lodo de ETA; Resolução CONAMA nº 357.

JESUS, T. M. **Water quality of Poxim sub-basin upstream and downstream of the Water Treatment Plant catchment**. 2021. 101 p. Dissertation (Masters in Civil Engineering) – Postgraduate Program in Civil Engineering, Federal University of Sergipe, São Cristóvão, 2021.

ABSTRACT

Water used for human supply must conform to quality requirements and, for this, it is directed to Water Treatment Plants (WTP). In conventional supply water treatment, clarification, filtration, disinfection and fluoridation steps are used. The clarification process, consolidated in the decanters, is responsible for the generation of a greater amount of waste – known as WTP sludge. This, in turn, in accordance with NBR 10.004/2004 and Brazilian Law 12.305/2010, is solid waste and must be disposed of in an environmentally correct manner, and its release into water sources is prohibited. On the other hand, this illegal practice is carried out in Brazil and brings consequences such as the degradation of water aesthetics, siltation of water sources, reduction of photosynthetic activity and ecotoxicity. Similar to what happens in the country, the Poxim WTP, which treat the water collected in the Poxim river sub-basin, does not manage the waste generated and dumps it in the same source, downstream from collection. Therefore, this study evaluated the water quality of the Poxim River before and after the sludge discharge from Poxim WTP. For this purpose, water collections were carried out at the entrance to the WTP and in the river, at a place downstream from the sludge release, as well as from the sludge in a decanter of the station. Thus, tests were carried out to measure the parameters apparent and true color, turbidity, temperature, electrical conductivity, pH, biochemical oxygen demand (BOD), dissolved aluminum, solids, total and thermotolerant coliforms, analyzed in a freshwater methodology based on APHA and ecotoxicity tests (*Lactuca sativa* as plant bioindicator) based on USEPA. To relate the data, a normality test and a pair test were performed for the points upstream and downstream of the collection, with a confidence level of 95%. Statistical results indicated water degradation along the source for the parameters apparent color, turbidity, dissolved aluminum and thermotolerant coliforms, which may be a consequence of the high suspended solids content of the WTP sludge released into the Poxim river, the high dosage of aluminum sulfate used in the station and the deficiency in sanitary sewage in the Poxim river sub-basin. For the other parameters there was no significant difference between the two points of the Poxim River. Nevertheless, according to CONAMA Resolution No. 357/2005, the stretches of the Poxim River under study are classified in class 4 for the parameters true color, BOD and thermotolerant coliforms, therefore, the use of the spring is not recommended for human supply. Finally, the sludge from Poxim WTP presented much more expressive results than those from water with regard to the apparent color, turbidity and dissolved aluminum parameters. Furthermore, ecotoxicity was found for most of the sludge concentrations used in lettuce seed germination. Thus, it is important to study and apply an environmentally suitable treatment and final disposal solution for this potentially polluting waste.

Keywords: water source; residue; WTP sludge; CONAMA Resolution No. 357.

LISTA DE SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de Variância
BHSE	Bacia Hidrográfica do rio Sergipe
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CRA	Crescimento radicular da amostra
CRC	Crescimento radicular do controle
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEC	Departamento de Engenharia Civil
DESO	Companhia de Saneamento de Sergipe
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICR	Índice de Crescimento Radicular
IG	Índice de Germinação
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PRH	Plano de Recursos Hídricos
SAMA	Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente
SGA	Número de sementes germinadas na amostra
SGC	Número de sementes germinadas no controle

SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
UFS	Universidade Federal de Sergipe

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Sergipe.	28
Figura 2 - Localização da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim.....	30
Figura 3 - Indicação da localização da ETA Poxim.	32
Figura 4 - Calha Parshall da ETA Poxim.	33
Figura 5 - Floculadores da ETA Poxim.....	34
Figura 6 - Decantador da ETA Poxim em período de limpeza.	34
Figura 7 - Quantidade de campanhas de coleta de água e de lodo para aferência de cada tipo de parâmetro de qualidade.....	38
Figura 8 - <i>Boxplot</i> da cor aparente do rio Poxim, em uH, a montante e a jusante da captação.	43
Figura 9 - <i>Boxplot</i> da cor verdadeira do rio Poxim, em uH, a montante e a jusante da captação.	43
Figura 10 - <i>Boxplot</i> da cor aparente, em uH, do lodo da ETA Poxim.....	45
Figura 11 - <i>Boxplot</i> da turbidez do rio Poxim, em uT, a montante e a jusante da captação.....	46
Figura 12 - <i>Boxplot</i> da turbidez, em uT, do lodo da ETA Poxim.....	48
Figura 13 - <i>Boxplot</i> da temperatura do rio Poxim, em °C, a montante e a jusante da captação.	49
Figura 14 - <i>Boxplot</i> da temperatura, em °C, do lodo da ETA Poxim.....	51
Figura 15 - <i>Boxplot</i> da condutividade elétrica do rio Poxim, em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, a montante e a jusante da captação.	52
Figura 16 - <i>Boxplot</i> da condutividade elétrica, em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, do lodo da ETA Poxim.	54
Figura 17 - <i>Boxplot</i> do pH do rio Poxim, a montante e a jusante da captação.....	55
Figura 18 - <i>Boxplot</i> do pH do lodo da ETA Poxim.	56
Figura 19 - <i>Boxplot</i> do alumínio dissolvido no rio Poxim, em $\text{mg}.\text{L}^{-1}$, a montante e a jusante da captação.	57
Figura 20 - <i>Boxplot</i> do alumínio dissolvido, em $\text{mg}.\text{L}^{-1}$, do lodo da ETA Poxim.	59
Figura 21 - <i>Boxplot</i> dos coliformes totais no rio Poxim, em NMP/100 mL, a montante e a jusante da captação.	62
Figura 22 - <i>Boxplot</i> dos coliformes termotolerantes no rio Poxim, em NMP/100 mL, a montante e a jusante da captação.....	62
Figura 23 - <i>Boxplot</i> dos resultados de ICR para as diferentes concentrações de lodo.	65
Figura 24 - <i>Boxplot</i> dos resultados de IG para as diferentes concentrações de lodo.....	65

Figura 25 - Lodo da ETA Poxim coletado no mês de outubro de 2020.....	67
Figura 26 - <i>Boxplot</i> dos resultados de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV, em g.L ⁻¹ , do lodo da ETA Poxim.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores máximos permitidos para os parâmetros de qualidade da água doce.	7
Tabela 2 - Valores mínimos permitidos para o parâmetro OD em água doce.....	7
Tabela 3 - Condições de qualidade da água doce permitidas.	7
Tabela 4 - Características do lodo de sulfato de alumínio.....	19
Tabela 5 - Características de lodos de sulfato de alumínio de ETAs brasileiras.....	20
Tabela 6 - Informações sobre o sistema de esgotamento sanitário dos municípios que compõem a sub-bacia do rio Poxim.	31
Tabela 7 - Informações de pluviosidade e de temperatura pertinentes a cada coleta.....	36
Tabela 8 - Métodos de análise dos parâmetros de qualidade da água estudados.	39
Tabela 9 - Cor aparente, em uH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	42
Tabela 10 - Cor verdadeira, em uH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	42
Tabela 11 - Cor aparente, em uH, para o lodo do decantador.	44
Tabela 12 - Turbidez, em uT, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	46
Tabela 13 - Turbidez, em uT, para o lodo do decantador.....	47
Tabela 14 - Temperatura, em °C, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	49
Tabela 15 - Temperatura, em °C, para o lodo do decantador.....	50
Tabela 16 - Condutividade elétrica, em $\mu\text{S.cm}^{-1}$, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	52
Tabela 17 - Condutividade elétrica, em $\mu\text{S.cm}^{-1}$, para o lodo do decantador.....	53
Tabela 18 – Valores de pH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.	55
Tabela 19 - Valores de pH, para o lodo do decantador.	56
Tabela 20 - Alumínio dissolvido, em mg.L^{-1} , a montante e a jusante da captação.	57
Tabela 21 - Alumínio dissolvido, em mg.L^{-1} , para o lodo do decantador.	59
Tabela 22 - DBO, em mg.L^{-1} , para água do rio, a montante e a jusante da captação.....	60
Tabela 23 - Coliformes totais e termotolerantes em NMP/100 mL, para água do rio, a montante e a jusante da captação.....	62
Tabela 24 - Coliformes totais e termotolerantes para o lodo, em NMP/100mL.	63
Tabela 25 - ICR e de IG, em porcentagem, para as diferentes concentrações de lodo.	64
Tabela 26 - P-valor do Teste Tukey, conforme dados de ICR ao desconsiderar o mês de outubro.	66
Tabela 27 - ST, umidade e SST para as amostras de lodo.....	66
Tabela 28 - STF e STV para as amostras de lodo.	68

Tabela 29 - SSF e SSV para as amostras de lodo.....	68
---	----

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Tratamento das classes de água doce para abastecimento.	6
Quadro 2 - Aparência do lodo de sulfato de alumínio.....	19

SUMÁRIO

RESUMO	i
ABSTRACT	ii
LISTA DE SIGLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS	vii
LISTA DE QUADROS	ix
1 INTRODUÇÃO	1
2 JUSTIFICATIVA	3
3 OBJETIVOS.....	4
3.1 Geral	4
3.2 Específicos.....	4
4 REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
4.1 Legislação vigente	5
4.1.1 Enquadramento dos corpos hídricos.....	5
4.1.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos.....	8
4.2 Qualidade da água	9
4.2.1 Cor	10
4.2.2 Turbidez.....	11
4.2.3 Temperatura	11
4.2.4 Condutividade elétrica	12
4.2.5 pH	12
4.2.6 Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio	13
4.2.7 Coliformes	13
4.2.8 Ecotoxicidade	13
4.3 Tratamento de água	14
4.3.1 Coagulação.....	15
4.3.2 Floculação.....	17
4.3.3 Decantação.....	17

4.3.4 Filtração rápida	18
4.4 Lodo de ETA	18
4.3.1 Tratamento do lodo de ETA	21
4.3.2 Impacto ambiental e disposição final do lodo de ETA.....	22
5 MATERIAL E MÉTODOS.....	27
5.1 Área de estudo	27
5.2 Método.....	35
5.3 Procedimento metodológico	35
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO	42
6.1 Cor	42
6.1.1 Água do rio	42
6.1.2 Lodo do decantador.....	44
6.2 Turbidez.....	45
6.2.1 Água do rio	45
6.2.2 Lodo do decantador.....	47
6.3 Temperatura.....	49
6.3.1 Água do rio	49
6.3.2 Lodo do decantador.....	50
6.4 Condutividade elétrica.....	52
6.4.1 Água do rio	52
6.4.2 Lodo do decantador.....	53
6.5 pH	54
6.5.1 Água do rio	54
6.5.2 Lodo do decantador.....	56
6.6 Alumínio dissolvido	57
6.6.1 Água do rio	57
6.6.2 Lodo do decantador.....	59
6.7 DBO.....	60
6.8 Coliformes totais e termotolerantes	61

6.8.1 Água do rio	61
6.8.2 Lodo do decantador.....	63
6.9 Ecotoxicidade	64
6.10 Sólidos	66
6.11 Gestão de lodo da ETA Poxim	69
7 CONCLUSÃO.....	72
REFERÊNCIAS	74
APÊNDICE A – Resultados do teste de ecotoxicidade.....	82
ANEXO A – Dados da ETA Poxim fornecidos pela DESO, referentes ao ano de 2020	85

1 INTRODUÇÃO

O lodo de estação de tratamento de água (ETA) é o resíduo gerado no processo de clarificação da água, o qual é necessário para que esta se torne apropriada ao abastecimento urbano. As ETAs convencionais têm como etapas de tratamento a coagulação, a floculação, a decantação, a filtração, a desinfecção e a fluoretação. Destas etapas, a parcela mais expressiva do lodo é retida nos decantadores, enquanto a parcela significativa restante se encontra nos filtros.

Segundo a NBR 10.004 (ABNT, 2004), o lodo produzido na ETA é classificado como resíduo sólido. A Lei 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), proíbe que estes tenham como destinação o lançamento em praias, no mar ou quaisquer corpos hídricos (BRASIL, 2010). No entanto, a realidade geral do País indica atitude contrária à prevista na legislação, pois grande parte dos municípios despeja os lodos de ETA em corpos de água, segundo indica o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010).

Existe preocupação com o lançamento do lodo de ETA nos mananciais porque essa ação contribui com impactos negativos para a qualidade da água, para a fauna e flora aquática e para a vazão escoada. A magnitude desse efeito depende do volume e das características do lodo lançado, bem como do corpo hídrico. De modo geral, há elevação da cor e turbidez da água, redução da atividade fotossintética da flora aquática, redução dos níveis de oxigênio dissolvido, assoreamento e elevação da concentração de metais.

Nesse contexto, o corpo hídrico em questão é o rio Poxim, pertencente à sub-bacia do rio Poxim, localizada na porção leste do estado de Sergipe e responsável pelo abastecimento de parte da capital sergipana, Aracaju. Relatório do programa para efetivação do enquadramento dos corpos hídricos da bacia do rio Sergipe indica que a sub-bacia do rio Poxim se apresenta predominantemente na classe 3 de água doce. No entanto, apesar de sua classe de enquadramento ser a classe 2 de água doce, o trecho utilizado para captação de água da ETA Poxim foi classificado na classe 4 (ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS, 2019). Paralelo a isso, a ETA Poxim não realiza adequado manejo do lodo produzido, lançando-o sem tratamento a jusante da captação (GOMES JUNIOR *et al.*, 2016).

Desse modo, esse estudo propôs analisar a qualidade da água do rio Poxim, na captação para abastecimento de água e após o lançamento do lodo no manancial, bem como as características do resíduo produzido nos decantadores de água da ETA Poxim. Assim, foi possível verificar se houve alteração na qualidade da água ocasionada pelo lançamento do lodo

no corpo d'água e, por fim, embasar gestão desse resíduo, o qual deve ter tratamento e disposição final apropriados.

2 JUSTIFICATIVA

Tendo em vista a necessidade de melhoria da qualidade da água do rio Poxim, o qual contribui para o abastecimento de água da capital Sergipana, este estudo se faz importante frente à irregularidade do lançamento, no próprio manancial, do lodo produzido na ETA Poxim. Assim, poderá ser elucidada a importância da disposição do lodo na preservação do corpo hídrico.

Além disso, o conhecimento acerca da qualidade do resíduo produzido na ETA Poxim poderá direcionar seu tratamento adequado e abrir possibilidades para o seu aproveitamento futuro.

3 OBJETIVOS

3.1 Geral

Avaliar alteração na qualidade da água da sub-bacia do rio Poxim antes e após despejo de lodo da ETA.

3.2 Específicos

- Caracterizar a água do rio Poxim no ponto da captação de água para o tratamento e após o ponto de lançamento do lodo no manancial, quanto às características físicas, químicas e biológicas;
- Caracterizar o lodo produzido pelo tratamento na ETA Poxim, de forma física, química, biológica e ecotóxica;
- Classificar o corpo hídrico segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n° 357/2005, no trecho em torno da captação de água para a ETA Poxim e em ponto após o lançamento do lodo da ETA;
- Propor alternativas de tratamento e disposição final adequadas para o lodo da ETA Poxim.

4 REFERENCIAL TEÓRICO

4.1 Legislação vigente

4.1.1 Enquadramento dos corpos hídricos

A lei 9.433 (BRASIL, 1997), conhecida como Lei das Águas, instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) com os objetivos de:

I – assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;

II – a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;

III - a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

IV - incentivar e promover a captação, a preservação e o aproveitamento de águas pluviais. (BRASIL, 1997)

Os instrumentos criados para atender a estes propósitos foram os Planos de Recursos Hídricos (PRH); o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos predominantes da água; a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos; a cobrança pelo uso de recursos hídricos; e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos. Todos estes instrumentos devem atuar de forma integrada e direcionada a partir dos objetivos da PNRH (BRASIL, 1997).

Ainda conforme a Lei das Águas, o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, busca assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes (BRASIL, 1997).

Para isso, a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, e ainda estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes.

A resolução considera ainda que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. Desse modo, faz-se necessária a criação de instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, de maneira a facilitar a fixação e o controle de metas que visam atingir os objetivos propostos. Além disso, ressalta-se que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e melhoria da qualidade de vida (BRASIL, 2005).

Ainda, de acordo com Brasil (2005), águas doces, ou seja, com salinidade inferior a 0,5‰ de concentração de sais na água, são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. As águas salinas têm salinidade superior a 30‰ e são classificadas em classe especial, classe 1, classe 2 e classe 3. E, por sua vez, as águas salobras têm salinidade intermediária e abrangem as classes especial, 1, 2 e 3.

A respeito das águas dos mananciais destinadas ao abastecimento humano, nenhuma água salina pode ser utilizada para esta finalidade, enquanto isso, apenas a classe 1 das águas salobras pode ser encaminhada para abastecimento, após tratamento convencional ou avançado. Por sua vez, apenas a classe 4 de águas doces não pode ser dedicada ao consumo humano (BRASIL, 2005). Entretanto, na prática, na ausência de água com qualidade recomendada para o abastecimento humano, utiliza-se até mesmo as águas não recomendadas para consumo.

A fim de utilizar as águas doces para abastecimento humano, deve-se realizar tratamento conforme ilustrado no Quadro 1.

Quadro 1 - Tratamento das classes de água doce para abastecimento.

Classe	Tratamento recomendado
Especial	Desinfecção
1	Tratamento simplificado
2	Tratamento convencional
3	Tratamento convencional ou avançado

Fonte: Adaptado da Resolução nº 357 (BRASIL, 2005).

Segundo Brasil (2005), tratamento simplificado demanda clarificação por meio de filtração, desinfecção e correção de pH, quando necessário. Já o tratamento convencional consiste na clarificação da água com utilização de coagulação e floculação, seguida de desinfecção e correção de pH. E o tratamento avançado requer técnicas de remoção e/ou inativação de constituintes imunes aos processos convencionais de tratamento, os quais podem conferir à água características, tais como: cor, odor, sabor, atividade tóxica ou patogênica.

Quanto às condições e padrões de qualidade dos corpos de águas, deve-se analisar valores máximos e/ou mínimos permitidos para diversos parâmetros em cada classe, tais como: materiais flutuantes, óleos e graxas, resíduos sólidos objetáveis, coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) 5 dias a 20°C, oxigênio dissolvido (OD), turbidez, cor verdadeira, potencial hidrogeniônico (pH) e alumínio dissolvido. Particularidade é observada para as águas de classe especial, da qual indica-se apenas que devem ser preservadas as condições naturais do corpo de água (BRASIL, 2005).

A Tabela 1, a Tabela 2 e a Tabela 3 informam as exigências de qualidade de água doce para as suas diferentes classes, para valor máximo, mínimo e de qualidade do parâmetro citado, respectivamente. Em todas estas, o pH da água do manancial deve estar compreendido entre 6,0 e 9,0. Os valores de coliformes termotolerantes não deverão ser excedidos em 80% ou mais, em pelo menos seis amostras, coletadas no período de um ano, com frequência bimestral (BRASIL, 2005).

Tabela 1 - Valores máximos permitidos para os parâmetros de qualidade da água doce.

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Cor verdadeira (uH)	Natural	75	75	*
Turbidez (uT)	40	100	100	*
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) **	200	1000	4000	*
Alumínio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,1	0,1	0,2	*
DBO (mg.L ⁻¹)	3,0	5,0	10,0	*

*Valores não especificados. **Limite para 80% ou mais, de pelo menos seis amostras, coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral.

Fonte: Adaptado da Resolução nº 357 (BRASIL, 2005).

Tabela 2 - Valores mínimos permitidos para o parâmetro OD em água doce.

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
OD (mg.L ⁻¹)	6,0	5,0	4,0	2,0

Fonte: Adaptado da Resolução nº 357 (BRASIL, 2005).

Tabela 3 - Condições de qualidade da água doce permitidas.

Parâmetro	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4
Materiais flutuantes	VA	VA	VA	VA
Óleos e graxas	VA	VA	VA	Toleram-se iridescências
Substâncias que comuniquem gosto ou odor	VA	VA	VA	Não objetáveis
Corantes provenientes de fontes antrópicas	VA	Apenas os removíveis no tratamento convencional	Apenas os removíveis no tratamento convencional	*
Resíduos sólidos objetáveis	VA	VA	VA	*

VA = Virtualmente ausentes. *Valores não especificados.

Fonte: Adaptado da Resolução nº 357 (BRASIL, 2005).

A Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) trata ainda sobre efeito tóxico a organismos do manancial para qualidade de água doce, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido. Para as classes 1 e 2, não deve ser verificado efeito tóxico crônico – afetar funções biológicas em um período de exposição que pode abranger parte ou totalidade do ciclo de vida do organismo, enquanto que

para a classe 3 não deverá haver efeito tóxico agudo – letalidade ou outra manifestação que a antecede, em curto período de exposição. Já a classe 4 não estabelece limites para efeito tóxico.

Pelo fato de Brasil (2005) prever classificação para mananciais superficiais, ou seja, abertos ao meio ambiente, esses estão mais vulneráveis a ações antrópicas que venham denegrir a sua qualidade. Como exemplo dessas ações tem-se o lançamento direto e/ou indireto de efluentes, com ou sem tratamento. O direito de lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos em corpo de água estão sujeitos à outorga pelo Poder Público, conforme previsto pela Lei das Águas (BRASIL, 1997).

Brasil (2005) também estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que atendam às condições, padrões e exigências dispostos na legislação, não conferindo ao corpo de água características em desacordo com as metas progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento. Para as águas de classe especial é vedado o lançamento de efluentes e de quaisquer outras fontes poluentes, mesmo que tratados.

Para que o enquadramento do manancial seja realizado, deve-se seguir as disposições da Resolução nº 91 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (BRASIL, 2008). Esse processo corresponde ao estabelecimento de objetivos de qualidade a serem alcançados através de metas progressivas intermediárias e finais de qualidade da água, o qual deve ser desenvolvido em conformidade ao PRH da bacia hidrográfica.

Para corpos de água superficiais ainda não enquadrados, deverão ser considerados os padrões de qualidade da classe correspondente aos usos preponderantes mais restritivos existentes no respectivo corpo de água. Até que se tenham essas informações, poderá ser adotada a classe 2, para águas doces superficiais (BRASIL, 2008).

4.1.2 Política Nacional de Resíduos Sólidos

Segundo a NBR 10.004, resíduos sólidos são “resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição”, estando inclusos nessa definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água (ABNT, 2004). Desse modo, deve ser submetido à PNRS através da Lei 12.305. Esta dispõe sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis (BRASIL, 2010).

A Política define como destinações finais ambientalmente adequadas aquelas que incluem a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético. Já a disposição final ambientalmente adequada deve ser realizada em aterros sanitários. Em todos os casos, devem-se observar normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais diversos (BRASIL, 2010). Segundo o Art. 9º da PNRS:

Na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. (BRASIL, 2010)

Além disso, o artigo 47 da Lei 12.305 proíbe o lançamento de resíduos sólidos em praias, mar ou quaisquer corpos hídricos; o lançamento *in natura* a céu aberto e a queima a céu aberto em recipientes, instalações e equipamentos não licenciados para essa finalidade (BRASIL, 2010).

No entanto, a situação brasileira em relação a todos os eixos do saneamento básico ainda apresenta muitas questões a serem resolvidas: cerca de 35 milhões de pessoas sem serviço de abastecimento de água, aproximadamente metade da população sem coleta de esgoto (SNIS, 2020a), cerca de 8% das residências sem coleta de resíduos sólidos (SNIS, 2020b) e 37,2% das vias urbanas sem pavimentação e meio-fio para condução de águas pluviais (SNIS, 2020c).

4.2 Qualidade da água

É fundamental que as características da água sejam compatíveis com seu uso. Assim, poderá ser realizado o tratamento apropriado para sua adequação aos padrões exigidos pela legislação. Em casos cujos mananciais estão com qualidade fortemente degradada, pode ser inviável o seu aproveitamento para fins diversos.

A resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) estabelece os valores máximos permitidos para diversos parâmetros de qualidade da água, de acordo com a classe de cada manancial. Além disso, prevê que nenhuma classe deve ser utilizada para abastecimento humano sem que seja realizado tratamento. Por sua vez, de acordo com Libânio (2010), as características das águas naturais traduzem uma série de processos que ocorrem no corpo hídrico e na bacia hidrográfica.

Tanto para a seleção da tecnologia de tratamento de água quanto para a operação de uma ETA, é desejável o profundo conhecimento da água bruta e realização de estudos de tratabilidade para que se possam obter os parâmetros de projeto necessários à estação. A água

pode ser qualificada por suas características físicas e organolépticas, químicas inorgânicas e orgânicas, e biológicas (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

As características físicas das águas de abastecimento encerram comumente o impacto de imediato ao consumidor, pois costumam ser perceptíveis pelos sentidos da visão, paladar e olfato. Essas características são de pouca importância sanitária e relativamente fáceis de determinar; como, por exemplo, a temperatura, a cor, a turbidez, o sabor e o odor, e a condutividade elétrica (LIBÂNIO, 2010).

Por sua vez, do ponto de vista sanitário, as características químicas das águas são de grande importância, pois a presença de alguns elementos ou compostos químicos pode inviabilizar algumas tecnologias de tratamento e exigir processos específicos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011). Entre essas características e elementos estão alcalinidade, dureza, alumínio, ferro, cloretos, cobre, demanda química de oxigênio (DQO), DBO, pH, OD, metais pesados, agrotóxicos, nitritos e nitratos.

A relevância das características biológicas se manifesta na possibilidade de os microrganismos que habitam o ambiente aquático transmitirem doenças e na transformação da matéria orgânica dentro dos ciclos biogeoquímicos de diversos elementos. Algumas das enfermidades passíveis de serem transmitidas são gastroenterite, febre tifoide, cólera, salmonelose, giardíase e esquistossomose (LIBÂNIO, 2010).

Ainda para Libânio (2010), o clima constitui o principal fator de origem natural que afeta as características das águas naturais, principalmente devido ao regime de precipitações. O autor aponta que períodos de seca prolongada aumentam os impactos do lançamento de efluentes domésticos e industriais em corpos hídricos, pois estes com sua vazão reduzida apresentam também menor capacidade de autodepuração. Por outro lado, em cursos d'água não sujeitos ao lançamento de efluentes, nos períodos de estiagem, verifica-se, devido à menor ocorrência de processos erosivos nas suas margens, significativa redução da turbidez, embora não necessariamente da cor verdadeira.

4.2.1 Cor

Segundo Philippi Jr. e Martins (2005), a cor é definida pelo grau de redução da intensidade que a luz sofre ao atravessar a água, devido à absorção de parte dos raios. A cor da água é modificada devido à presença de substâncias dissolvidas ou em suspensão, dependendo da quantidade e da natureza do material presente.

Existem dois tipos de cor: aparente e verdadeira; e os seus resultados são comumente apresentados em unidades de cor (uC) ou unidade Hazen (uH). A cor aparente é aquela aferida sem a remoção de partículas suspensas presentes na água e a cor verdadeira é a medida ao se filtrar a amostra de água em membrana de 0,40 a 0,45 μm (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

Em geral, as águas naturais apresentam cor verdadeira entre 0 e 200 uH e corpos d'água de cor naturalmente escura ocorrem em regiões ricas em vegetação e, conseqüentemente, de solos menos erodíveis. Além disso, atividades antrópicas também conferem cor às águas naturais, tais como descargas de efluentes domésticos ou industriais, lixiviação de vias urbanas e solos agricultáveis (LIBÂNIO, 2010).

4.2.2 Turbidez

Quanto à turbidez, segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011), sua medida é decorrente da dispersão da luz causada pelas partículas suspensas (maiores que 1,000 μm) e coloidais (entre 0,002 e 1,000 μm) presentes na água. Seu resultado é expresso por meio de unidades de turbidez (uT) ou unidades nefelométricas de turbidez (UNT). Comumente, respondem pela turbidez de águas naturais - geralmente compreendida na faixa entre 3 a 500 uT - exemplos como fragmentos de argila, silte, plâncton, microrganismos, e matéria orgânica e inorgânica particulada.

Elevação na turbidez da água é promovida pelo movimento de descida do escoamento que separa e transporta o solo e sedimentos das margens para o corpo d'água. Além disso, a turbidez pode ser acrescentada pela atividade biológica, tal como a quantidade de algas e a abundância de fitoplâncton, ou pela perturbação dos reservatórios de água por seres humanos ou animais (PAAIJMANS *et al.*, 2008). No Brasil, a turbidez dos corpos d'água é particularmente elevada em regiões de solos erodíveis, sendo afetada por índices pluviométricos e pelo uso de práticas agrícolas muitas vezes inadequadas (LIBÂNIO, 2010).

4.2.3 Temperatura

Para Von Sperling (2005) e Libânio (2010), a temperatura é a medida da intensidade de calor. A alteração deste parâmetro em corpos hídricos pode acontecer pela atmosfera e solo, de maneira natural, principalmente influenciada pela insolação, conforme o clima e latitude da região. Já o lançamento de águas de torres de resfriamento e despejos industriais são exemplos de possível modificação na temperatura da água por origem antropogênica.

Temperaturas mais significativas aumentam a taxa das reações químicas e biológicas, diminuem a solubilidade dos gases – como o oxigênio – e aumentam a taxa de transferência de gases, o que pode gerar odores desagradáveis (VON SPERLING, 2005). Para fins de tratabilidade, é vantajoso que se tenha baixa variação deste parâmetro, sendo que a etapa de coagulação é menos exitosa em baixas temperaturas (LIBÂNIO, 2010).

Em países tropicais, como o Brasil, é verificada baixa amplitude de variação de temperatura de águas de mananciais superficiais ao longo do ano, restringindo-se ao intervalo médio de 20 a 25 °C, a depender da região (LIBÂNIO, 2010).

4.2.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica diz respeito à capacidade da água natural de transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo, por consequência, diretamente proporcional à concentração iônica. Soluções em que se faz presente a maioria dos compostos inorgânicos apresentam condutividade elevada e, por outro lado, a presença de compostos orgânicos, que não se dissociam em soluções aquosas, reduz a transmissão de corrente elétrica (LIBÂNIO, 2010).

Este parâmetro é expresso em microSiemens por centímetro ($\mu\text{S.cm}^{-1}$). As águas naturais apresentam usualmente valores entre 10 e 100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, podendo atingir 1000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ em corpos d'água receptores de elevadas cargas de efluentes domésticos ou industriais (BRASIL, 2014).

Além disso, associa-se a condutividade elétrica à salinidade, assim, águas doces têm valores inferiores ou iguais a 0,5 ‰ ou 1.000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e águas salinas atingem ou superam 30 ‰ de salinidade ou 44.700 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ de condutividade elétrica. Já os resultados intermediários indicam água salobra (BRASIL, 2005; ALVES *et al.*, 2007).

4.2.5 pH

O pH é a medida da atividade de íons hidrogênio e expressa a intensidade de condições ácidas ($\text{pH} < 7,0$) ou alcalinas ($\text{pH} > 7,0$). As águas naturais tendem a apresentar pH próximo da neutralidade ($\text{pH} = 7,0$), no entanto, a presença de determinadas substâncias pode contribuir para redução ou aumento dessa medida (PÁDUA; FERREIRA, 2006).

Conforme Von Sperling (2005), os constituintes responsáveis pelo pH da água são sólidos e gases dissolvidos, os quais podem ter origem natural (dissolução de rochas, absorção de gases

da atmosfera, oxidação de matéria orgânica e fotossíntese) ou antropogênica (oxidação da matéria orgânica de despejos domésticos ou despejos industriais com pH característico).

Valores de pH afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática e promover potencial corrosivo ou incrustador às tubulações das águas de abastecimento (VON SPERLING, 2005). Além disso, durante o tratamento de água, o controle deste parâmetro é fundamental, principalmente no que diz respeito à eficiência da etapa de coagulação (HOWE *et al.*, 2016).

4.2.6 Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio

A DBO e a DQO expressam a presença de matéria orgânica e constituem-se em importantes indicadores de qualidade de águas naturais. O primeiro parâmetro indica a intensidade do consumo de oxigênio, em mg.L^{-1} , necessário às bactérias na estabilização da matéria orgânica carbonácea, indicando a concentração de carbono biodegradável. Sua determinação realiza-se com base na diferença na concentração de OD em amostra de água no período de 5 dias e temperatura de 20 °C. Já a DQO é determinada por titulação química com dicromato de potássio, abarca toda matéria orgânica – passível ou não de deterioração bacteriana – e seu resultado é obtido em menos de três horas (LIBÂNIO, 2010).

4.2.7 Coliformes

As bactérias do grupo coliforme são utilizadas para avaliação das condições sanitárias da água, pois indicam contaminação fecal: estão sempre presentes no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente. Assim, a presença de coliformes na água indica poluição, com o risco de potencial presença de organismos patogênicos, e sua ausência é evidência de água bacteriologicamente potável (CETESB, 2018).

No entanto, o grupo dos coliformes totais inclui gêneros que não são de origem exclusivamente fecal, limitando sua aplicação como indicador de contaminação. Assim, desenvolveram-se métodos para enumeração de um subgrupo dos coliformes totais: os coliformes termotolerantes, que têm capacidade de fermentar a lactose em temperatura elevada (44,5°C). Deste grupo detecta-se a presença de *Escherichia coli* – espécie de bactéria, do grupo coliforme, de origem exclusivamente fecal (CETESB, 2018).

4.2.8 Ecotoxicidade

A ecotoxicologia é uma ciência integrativa que considera efeitos físicos, químicos, biológicos e sociais (saúde humana), cuja preocupação é o efeito de substâncias tóxicas em

ecossistemas. Sua característica essencial é observar diferentes níveis de organização biológica (do nível molecular à biosfera) e seus efeitos associados, principalmente no que diz respeito à dispersão de contaminantes e à interação com a dinâmica ecológica (FÉRARD, 2013).

Para monitorar a exposição a contaminantes são utilizados bioindicadores, podendo estes ser vegetais ou animais. Uma boa espécie de bioindicador deve ser facilmente amostrada e apresentar respostas aos contaminantes, em diferentes concentrações, que possam ser medidas de modo confiável. A sensibilidade de diversos organismos a diferentes contaminantes varia significativamente, logo um bom bioindicador deve ser comum no meio ambiente de estudo (NIKINMAA, 2014).

Entre as espécies de plantas recomendadas por USEPA (1996) para o teste de ecotoxicidade estão *Lycopersicon esculentum* (tomate), *cucumis sativus* (pepino), *Lactuca sativa* (alface), *Glycine max* (soja), *Brassica oleracea* (repolho), *Avena sativa* (aveia), *Allium cepa* (cebola), *Daucus carota* (cenoura) e *Zea mays* (milho). De mesmo modo, os bioindicadores animais também podem ser diversos, tais como o crustáceo *Daphnia magna* (BILINOVA *et al.*, 2017; PERALES *et al.*, 2017), a minhoca *Eisenia andrei* (PANIAGO *et al.*, 2016) e o gênero *Hydra* (CHAVES; RUVOLO-TUKASUSUKI, 2018). Além disso, até bactérias marinhas podem servir como bioindicadores de ecotoxicidade, a exemplo da *Vibrio fischeri* (ABBAS *et al.*, 2018).

4.3 Tratamento de água

A água de abastecimento para consumo humano está submetida a padrões de potabilidade determinados pela Portaria de Consolidação nº 5, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017). Para atendê-los, a água captada nos corpos hídricos deve passar por processo de tratamento.

Conforme Di Bernardo e Sabogal Paz (2008), para a seleção da tecnologia de tratamento de água devem ser considerados os aspectos sociais, culturais, institucionais, técnicos, econômicos, financeiros, ambientais e a disponibilidade de recursos locais; permitindo assim, a implantação de obras sanitárias eficientes e sustentáveis.

Em meio a diversas técnicas existentes para tratamento de água, no Brasil destacam-se aquelas denominadas tratamento convencional e filtração direta. Além dessas, a filtração lenta, a flotação e a filtração em membrana também são empregadas, mas em número menor de ETAs (PÁDUA, 2006).

A fim de tornar as águas naturais potáveis, essas tecnologias apresentam basicamente três fases nas quais processos e operações unitárias hão de se inserir: clarificação, filtração e desinfecção. À medida que se verifica menor qualidade da água bruta, inserem-se as etapas de clarificação e filtração (LIBÂNIO, 2010).

Ainda para Libânio (2010), a clarificação abarca as etapas de coagulação, floculação e decantação/flotação, objetivando a remoção dos sólidos suspensos e de parcelas dos sólidos dissolvidos. Já a subsequente filtração refere-se à remoção de sólidos dissolvidos e microrganismos. Desse modo, a tecnologia denominada convencional, em ETA, é composta pelas etapas de coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção e fluoretação.

4.3.1 Coagulação

As partículas pequenas suspensas, coloidais e constituintes dissolvidas na água não sedimentam em um período de tempo razoável. Este fato se deve à carga de superfície negativa, propriedade elétrica da maioria das partículas finas na água, a qual faz com que essas permaneçam em suspensão sem se agregarem por longos períodos. Os coagulantes, quando são adicionados à água a ser tratada, formam precipitados insolúveis que desestabilizam as partículas por adsorção à superfície e neutralizam a carga de repulsão, possibilitando que as partículas se juntem umas com as outras (HOWE *et al.*, 2016).

Dessa forma, o objetivo principal da coagulação é promover condições para condicionar a matéria suspensa, coloidal e dissolvida para posterior processamento por floculação ou para criar condições que permitam a remoção subsequente de partículas e matéria dissolvida.

Segundo Libânio (2010), a coagulação ocorre no processo de mistura rápida da estação e influencia o desempenho das demais etapas do tratamento, favorecendo a qualidade microbiológica do efluente, aumentando a duração das carreiras dos filtros e reduzindo o custo do metro cúbico de água tratada. Considera-se que diversos fatores podem interferir no processo de coagulação, tais como o tipo de coagulante, o pH e a alcalinidade da água bruta, a natureza e a distribuição dos tamanhos das partículas causadoras de cor e turbidez, e a uniformidade de aplicação dos produtos químicos na massa líquida.

Pádua (2006) afirma que a escolha do tipo de coagulante dependerá de criteriosa avaliação técnica e econômica. E, devido à gama de produtos químicos e à natureza das águas brutas, é essencial a realização de experimentos em instalação-piloto ou em jarreste para definir as condições adequadas de coagulação e mistura rápida. Os coagulantes comumente utilizados nas

ETAs são o sulfato de alumínio, o cloreto férrico, o sulfato ferroso clorado, o sulfato férrico e o hidróxi-cloreto de alumínio.

Além desses, comumente são utilizados polímeros orgânicos catiônicos como coagulantes secundários, combinados aos íons metálicos. Esse uso pode reduzir a dosagem de íon metálico coagulante de 40 a 80% e, por sua vez, diminuir o consumo da alcalinidade e melhorar a atuação do coagulante primário, que, em geral, tem faixa ótima de pH próxima ao neutro (HOWE *et al.*, 2016).

Segundo Zara, Thomazini e Lenz (2012), o sulfato de alumínio é um coagulante químico com grande disponibilidade de mercado e baixo custo, sendo o mais empregado em ETAs brasileiras.

Sua dosagem típica varia de 10 a 150 mg.L⁻¹, a depender da qualidade da água bruta, e o intervalo ótimo de pH, para seu melhor desempenho, varia entre 5,5 e 7,5. No entanto, o sulfato de alumínio é um ácido forte e, dependendo da alcalinidade da água bruta, é necessária a aplicação de uma base para adequar o pH durante a coagulação (HOWE *et al.*, 2016). Além disso, faz-se necessário, ao final do tratamento, correção de pH a fim de atender ao padrão de potabilidade previsto por Brasil (2017), no qual a faixa permitida está entre 6,0 e 9,5.

Na água destinada ao abastecimento público é comum a existência de residual de alumínio, sendo o valor máximo permitido por Brasil (2017) de 0,2 mg.L⁻¹ para água potável distribuída. No entanto, existem evidências de que a exposição proveniente da ingestão de água contendo alumínio, mesmo a níveis legislados, pode representar danos para a saúde, particularmente a nível neurológico (ROSALINO, 2011). Para Kawahara e Kato-Negishi (2011), o alumínio é amplamente aceito como uma neurotoxina e pode causar deficiência cognitiva e demência quando entra no cérebro, apresentando efeitos adversos para o sistema nervoso central.

Wang *et al.* (2016) realizaram meta-análise a respeito da exposição crônica ao alumínio e o risco de Alzheimer. Os dados incluíam estudos com 10.567 indivíduos cujas principais exposições eram a partir da água potável e durante o trabalho. Os resultados sugerem que é 71% mais provável o desenvolvimento da doença em pessoas que tiveram exposição crônica ao alumínio.

Além dos danos à saúde humana, o alumínio é considerado o principal fator que limita a produtividade de culturas da família Solanaceae em solo ácido, podendo suprimir rapidamente

a divisão celular, reduzir a absorção de nutrientes e água, e inibir o crescimento do alongamento radicular nas plantas (HE; LI; HE, 2019).

4.3.2 Floculação

Conforme a NBR 12.216 (ABNT, 1992), floculadores são unidades utilizadas para promover a agregação de partículas formadas na mistura rápida. Na unidade de floculação ocorre apenas a formação de flocos e não a remoção de impurezas. Assim, seu objetivo é aumentar o tamanho das partículas as quais serão direcionadas às unidades de decantação para remoção (PÁDUA, 2006).

Libânio (2010) afirma que são fornecidas condições, em termos de tempo e agitação, para que ocorram os choques entre as partículas anteriormente desestabilizadas pela ação do coagulante. Segundo a NBR 12.216 (ABNT, 1992), a agitação da água pode ser promovida por meios mecânicos ou hidráulicos, e o período de detenção no tanque de floculação e os gradientes de velocidade a serem aplicados devem ser determinados por meio de ensaios realizados com a água a ser tratada.

4.3.3 Decantação

Sedimentação é o nome dado ao fenômeno físico em que, devido à ação da gravidade, as partículas suspensas descendem em meio líquido de menor massa específica. Enquanto a água decanta, as partículas sedimentam. Esse fenômeno propicia a clarificação do meio líquido, ou seja, separação das fases líquida e sólida (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

De modo simplificado, tanques de sedimentação são estruturas grandes e abertas, por onde a água flui lentamente. À medida que isso acontece, as partículas se depositam no fundo, onde é formada uma camada de lodo. A água clarificada, por sua vez, é coletada em calhas na extremidade distante e superior do tanque. Comumente, os decantadores são de fluxo horizontal, retangulares e ocupam grande quantidade de espaço (HOWE *et al.*, 2016).

A remoção do lodo sedimentado efetua-se por descarga de fundo, geralmente instalada no início da unidade de decantação de escoamento horizontal, onde se depositará a maior parte dos flocos. A limpeza pode ser mecanizada, por meio de raspadores de lodo, ou manual, por meio de raspagem do fundo do decantador com rodo e jateamento de água. Este tipo de limpeza é empregado em quase totalidade das ETAs de pequeno e médio porte brasileiras (LIBÂNIO, 2010).

4.3.4 Filtração rápida

Segundo Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011), a filtração consiste na remoção de partículas na água que escoam através de um meio poroso. Além disso, é o processo final de remoção de impurezas em uma ETA e, portanto, o principal responsável pela produção de água com qualidade que atenda ao padrão de potabilidade.

A filtração rápida é a tecnologia de filtração utilizada em ETAs convencionais, tendo em vista que se difere da filtração lenta por ter taxa de filtração 50 a 100 vezes maior. Suas principais características incluem meios granulares processados para tamanho mais uniforme do que normalmente encontrado na natureza, coagulação no pré-tratamento, retrolavagem para remover partículas acumuladas e dependência da profundidade da filtração como mecanismo primário de remoção de partículas (HOWE *et al.*, 2016).

4.4 Lodo de ETA

Os resíduos gerados no tratamento de água são denominados lodo de ETA ou LETA. Em estações convencionais, Richter (2017) aponta que 60 a 95% dos resíduos são retidos nos decantadores de água (ou flotadores) e a segunda parcela significativa encontra-se nos filtros rápidos.

Em geral, o lodo é composto por água e sólidos suspensos originalmente contidos na água bruta, acrescidos de produtos resultantes dos reagentes aplicados durante o processo de tratamento (LIBÂNIO, 2010).

Para Howe *et al.* (2016), os constituintes desse resíduo podem incluir bactérias patogênicas e vírus, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, partículas que geram turbidez, subprodutos de desinfecção, matéria orgânica natural, carbono orgânico total e assimilativo, compostos causadores de sabor e odor, compostos orgânicos sintéticos, manganês e ferro, arsênio ou outros componentes tóxicos, materiais radioativos e sais dissolvidos.

Entre os fatores que interferem nas características e na quantidade de resíduos gerados estão a qualidade da água bruta, o tipo e a dosagem de produtos químicos, o mecanismo de coagulação praticado, a eficiência da coagulação/floculação e o tipo de decantadores, aliados ao modo de operação e ao descarte do lodo (LIBÂNIO, 2010).

Em geral, de 0,2 a 5,0% do volume da água bruta que entra em uma estação de tratamento de água convencional torna-se lodo – a depender da técnica utilizada para sua remoção. Os

decantadores convencionais são os que apresentam valores mais baixos, geralmente inferiores a 0,5%, dependendo da frequência das descargas (RICHTER, 2001).

O lodo proveniente do uso do coagulante sulfato de alumínio no tratamento de água é um líquido não newtoniano, gelatinoso, cuja fração de sólidos é constituída de hidróxido de alumínio, partículas inorgânicas, coloides de cor e outros resíduos orgânicos, inclusive bactérias e outros organismos (RICHTER, 2017).

O conteúdo de sólidos totais (ST) no lodo tende a variar entre 0,1 e 4,0% em tanques de decantação e entre 0,004 e 0,1% na água de lavagem dos filtros. Comumente, 75 - 90% desses valores representam sólidos suspensos totais (SST) e 20 - 35% compostos voláteis. Costuma apresentar uma pequena proporção de biodegradáveis e valores de pH próximos ao neutro (RICHTER, 2017). Valores típicos para o lodo de sulfato de alumínio estão apresentados nas Tabela 4.

Tabela 4 - Características do lodo de sulfato de alumínio.

ST (%)	Al ₂ O ₃ .5,5H ₂ O (%)	Inorgânicos (%)	Matéria orgânica (%)	pH	DBO (mg.L ⁻¹)	DQO (mg.L ⁻¹)
0,1 – 4,0	15 – 40	35 – 70	15 – 25	6 – 8	30 – 300	30 – 5000

Fonte: Adaptado de Richter (2017).

A concentração de sólidos no lodo depende de como é realizada a sua remoção, podendo ser contínua ou intermitente, sendo a primeira forma preferida para instalações de grande capacidade. Quanto maior o tempo em que o lodo fica acumulado, maior tende a ser a sua concentração, pelo efeito do adensamento. Tanques de decantação com remoção contínua têm proporção de sólidos semelhante aos valores típicos para a água de lavagem dos filtros, enquanto tanques com remoção manual apresentam lodo com concentração mais significativa (RICHTER, 2017). Howe *et al.* (2016) apontam ainda que, em tanques de sedimentação onde o lodo se acumula por um mês ou mais, a concentração de sólidos pode ser de 4 a 6%.

O Quadro 2 indica a variação da aparência do lodo conforme a concentração de sólidos.

Quadro 2 - Aparência do lodo de sulfato de alumínio.

Concentração de sólidos (%)	Aparência do lodo
0 - 5	Líquido
8 - 12	Esponjoso, semi-sólido
18 - 25	Argila ou barro suave

Fonte: Richter (2001).

Ainda para Richter (2017), os lodos de sulfato de alumínio sedimentam com facilidade, porém sua baixa capacidade de compactar resulta em grande volume e baixo teor de sólidos.

Por sua vez, os lodos provenientes de águas brutas com maior turbidez compactam mais facilmente que aqueles com baixa turbidez.

Em águas brutas com qualidade inferior, em termos de cor e turbidez, a produção de resíduos em decantadores é maior, assim como maiores dosagens de coagulante geram maior aglutinação das partículas coloidais e suspensas na água bruta, formando mais flocos e, conseqüentemente, mais material sedimentado que comporá o lodo (LIBÂNIO, 2010).

A Tabela 5 ilustra características de lodos de sulfato de alumínio provenientes de ETAs brasileiras. Percebe-se que os resultados de pH desses estudos estão dentro da faixa prevista por Richter (2017). Os sólidos totais voláteis (STV) e os sólidos suspensos voláteis (SSV) apresentam-se entre 18 e 25%, assim, a parcela de sólidos totais fixos (STF) e de sólidos suspensos fixos (SSF) é de cerca de 80%.

Os resultados de DQO dos diferentes lodos foram bastante variáveis, sendo que o resíduo do estudo de Barbosa (2000) superou o limite superior previsto por Richter (2017), que é de 5.000 mg.L⁻¹. Além disso, esse lodo também apresentou valores mais expressivos para a turbidez, a concentração de alumínio dissolvido e de sólidos, podendo este fato estar relacionado à frequência de limpeza dos decantadores, realizada a cada quatro meses.

Tabela 5 - Características de lodos de sulfato de alumínio de ETAs brasileiras.

Estudo / Parâmetro	Barbosa (2000)	Scalizer (2003)	Soares (2013)	Angelim (2015)
pH	8,0	6,7	7,1	6,9
Condutividade elétrica (µS.cm⁻¹)	112,5	-	-	156,7
DQO (mg.L⁻¹)	15940	759	1100	4517
Turbidez (uT)	60250	1992	-	-
ST (g.L⁻¹)	41,0	-	4,5	28,0
ST (%)	-	-	-	2,8
STF (g.L⁻¹)	30,6	-	3,4	-
STF (%)	75	-	81	75
STV (g.L⁻¹)	10,3	-	1,1	-
STV (%)	25	-	19	25
SST (g.L⁻¹)	32,8	2,9	2,9	-
SST (%)	80	-	64	-
SSF (g.L⁻¹)	25,5	23,5	23,7	-
SSF (%)	78	80	82	-
SSV (g.L⁻¹)	7,3	0,6	0,5	-
SSV (%)	22	20	18	-

Fonte: Adaptado de Barbosa (2000), Scalizer (2003), Soares (2013) e Angelim (2015).

4.3.1 Tratamento do lodo de ETA

Para destinação adequada do lodo de ETA, faz-se necessário o seu tratamento, tendo em vista principalmente a retirada de água do resíduo a um nível que se permita facilitar o seu manuseio e reduzir os custos de transporte. Essa remoção é feita, usualmente, através das etapas de condicionamento, adensamento e desaguamento. A primeira consiste na utilização de polímeros catiônicos, aniônicos ou não aniônicos como condicionantes para que os sólidos coagulem e liberem a água adsorvida. Já o adensamento é uma técnica de separação sólido-líquido que pode ser realizada por gravidade, flotação ou mecanicamente, resultando em lodo com teor de sólidos totais por volta de 3%. Já o desaguamento produz lodo com cerca de 20% de sólidos e pode ser feito em lagoa, leito de secagem, centrífuga, esteira e filtros prensa (LIBÂNIO, 2010; DI BERNARDO, DANTAS, 2005).

A água removida do lodo nas etapas de adensamento e desaguamento poderá retornar para o início da ETA, a fim de ser reciclada através de novo tratamento. No entanto, alertam Howe *et al.* (2016), caso a qualidade dessa água demande tratamento mais complexo, o fluxo de retorno poderá ser conduzido à estação de tratamento separada.

Além disso, para obter resíduo com concentração de sólidos superior a 30% pode ser realizada a secagem ou a incineração do lodo. Essas práticas agregam custos ao tratamento que podem ser justificadas quando reduzir o volume de lodo interfere de forma direta na diminuição do custo com o transporte até o destino final; quando se deve atenuar o risco sanitário associado à presença de microrganismos patogênicos de interesse à saúde pública; ou quando se deseja aumentar a potencialidade do resíduo como material de cobertura de células de aterro sanitário ou sua incorporação como matéria-prima na indústria, principalmente de cerâmica e de concreto (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Pode-se também tratar os resíduos de ETA a fim de recuperar coagulantes. Esse processo pode ocorrer por via ácida, via alcalina ou troca iônica, sendo o primeiro método o mais utilizado. Este consiste no espessamento do lodo para concentrações acima de 2% de sólidos, depois o resíduo reage com ácido e, por fim, separa-se a solução de coagulante recuperado do material em suspensão por sedimentação, seguida ou não por filtração. Com isso, o coagulante recuperado por via ácida apresenta eficiência similar ao do coagulante comercial (LIBÂNIO, 2010).

Ahmad, Ahmad e Alam (2016) apontam que a recuperação e o reuso de coagulantes têm baixo custo e, além disso, reduzem o volume do lodo e despesas com disposição final. No

entanto, o processo de recuperação é complicado e trabalhoso, havendo possibilidade de contaminação e comprometimento da pureza do produto recuperado.

Outra maneira de tratar o lodo de ETA é através do seu encaminhamento para Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Marguti, Ferreira Filho e Piveli (2018) realizaram, no estado de São Paulo, estudo do efeito de adição do lodo de ETA convencional em ETE, a qual operava com o processo de lodos ativados convencionais e contemplava tanto a fase líquida quanto a fase sólida do tratamento. A pesquisa não verificou impactos negativos significativos na eficiência do tratamento durante o período de análise: as remoções de matéria orgânica, fósforo e sólidos aumentaram em relação ao período anterior à adição do lodo. E, apesar de a remoção de ferro também ter aumentado, a adição de lodo de ETA contribuiu para lodo final de ETE com maior concentração deste metal, devido ao uso do sulfato de ferro como coagulante.

Também foi avaliado o tratamento do lodo de ETA convencional em ETE, a qual operava em sistema de lagoas de estabilização, com uma lagoa anaeróbia e uma lagoa facultativa. Notou-se que a qualidade do efluente final não foi significativamente afetada e que as condições hidráulicas se ajustaram para a nova contribuição a ser tratada. O principal impacto esteve relacionado com o aumento da taxa de acumulação de lodo, reduzindo de 12,7 para 10,4 anos o tempo previsto para limpeza da lagoa anaeróbia (FERREIRA FILHO *et al.*, 2013).

Apesar das várias tecnologias para tratamento do lodo de ETA, este é comumente removido do tratamento de água e lançado diretamente nos corpos hídricos. Segundo a última do IBGE (2010), dos 5.564 municípios brasileiros estudados (99,9% do total de municípios), 1415 municípios brasileiros destinam o lodo de ETA em rios, dados referentes ao ano de 2008. Estudo realizado por Achon e Cordeiro (2015) demonstrou que 86% das ETAs, localizadas em 15 municípios que fazem parte de uma mesma sub-bacia localizada no estado de São Paulo, despejam lodo sem tratamento em corpos d'água.

Ademais, Oliveira e Rondon (2016) realizaram diagnóstico da gestão de lodo em três ETAs do Mato Grosso do Sul. Os resultados indicaram gestão precária do lodo nas três estações, com pouco ou nenhum dado de controle sobre o volume e a qualidade do lodo gerado e incompatibilidade com o previsto pela PNRS. Esse cenário dificulta a tomada de decisão para definir tratamento e disposição final adequada para o resíduo.

4.3.2 Impacto ambiental e disposição final do lodo de ETA

Para Brasil (1986), impacto ambiental consiste em

qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II – as atividades sociais e econômicas;

III – a biota;

IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;

V – a qualidade dos recursos ambientais. (BRASIL, 1986)

Assim, impactos positivos ao meio ambiente consistem em medidas de preservação dos fatores afetados, enquanto que os impactos negativos culminam na sua degradação.

O lançamento de lodo de ETA *in natura* em corpos hídricos promove impactos negativos que vão desde aspectos estéticos com incremento da cor e da turbidez da água até o assoreamento dos corpos hídricos. Além disso, pode resultar em diminuição da atividade fotossintética da flora aquática, devido à baixa penetração da luz, e da concentração de oxigênio dissolvido. As concentrações de ferro e alumínio podem se elevar, pois seus sais são comumente utilizados como coagulantes nas estações de tratamento (LIBÂNIO, 2010).

O potencial do efeito tóxico do lodo de ETA depende de fatores como: características da água bruta; produtos químicos utilizados no tratamento; possíveis contaminantes contidos nesses produtos; reações químicas durante o processo; forma de remoção e tempo de detenção dos resíduos nos decantadores; características hidráulicas, químicas e biológicas do corpo receptor e outros (REALI, 1999).

Moreira, Paiva e Soares (2017) apontaram alternativas estudadas no Brasil para melhorar a problemática relacionada ao lodo de ETA. Entre essas estão a recuperação de sulfato de alumínio, o encaminhamento para ETE ou aterro sanitário, a remoção de fósforo em efluente de ETE, a recuperação de áreas degradadas, a incorporação em material da construção civil – principalmente cerâmica vermelha, o revestimento rodoviário e a redução de produção de lodo.

Ahmad, Ahmad e Alam (2016) investigaram estudos publicados ao redor do planeta e encontraram também usos como coagulante para tratamento de esgoto, adsorvente para contaminantes e metais pesados presentes no esgoto e substrato na construção de *wetlands*. Os autores também verificaram que o lodo de ETA pode ser incorporado na desidratação do lodo de esgoto; na produção de cimento, concreto e argamassas, de agregados leves, de tijolos e cerâmicas; e na agricultura.

A possibilidade de aplicação do lodo de ETA no solo está principalmente relacionada à qualidade da água bruta e ao tipo de coagulante utilizado no tratamento. A principal atenção

está nos metais ferro e alumínio, presentes nos coagulantes de maior uso, que podem ter efeitos tóxicos em plantas e contaminar lençóis freáticos, por meio da percolação de água da chuva e mobilização de partículas do solo. Além disso, a carência de micro e macronutrientes no lodo pode não atender à necessidade fertilizante desejada pelo uso desse resíduo, tendo como alternativas seu enriquecimento com nutrientes ou aplicação conjunta ao esgoto (BOTERO *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.*, 2011; BITTENCOURT *et al.*, 2012).

Dube *et al.* (2018) avaliaram os efeitos da irrigação com lodo de ETA de duas espécies de vegetais, *Brachiaria decubens* e *Medicago sativa*, utilizadas para pastagem bovina. Na primeira espécie, o uso do lodo sem diluição promoveu aumento da produção e da captação de macro e micronutrientes sem acumular poluentes a níveis fitotóxicos. Para a segunda, esses resultados foram alcançados até a concentração de 75% de lodo, na qual o nível de manganês ainda não apresentava toxicidade. Apesar dos resultados satisfatórios, os autores destacaram que as concentrações de alumínio e ferro nas plantas excedem o máximo tolerável para o gado, tornando os vegetais potencialmente tóxicos.

Estudo realizado por Banet *et al.* (2020) indica a possibilidade da utilização de lodo com sulfato de alumínio, misturado a esterco de suínos, como fonte de fósforo no cultivo de trigo. A pesquisa trouxe resultados satisfatórios, de substituição do fósforo comercial utilizado para fertilização, em solos com baixo teor de argila. Desse modo, a necessidade da produção agrícola pode-se aliar à disposição sustentável de resíduos no lugar do fósforo inorgânico, o qual é um recurso finito proveniente da mineração de rochas fosfáticas.

Por outro lado, aplicação de lodo de ETA em solo degradado por mineração de estanho, na região amazônica, resultou em indisponibilidade de nutrientes para as plantas cultivadas. Isso ocorreu devido à elevação do pH e a reação do alumínio e do ferro com o fósforo, formando fosfatos insolúveis. Os autores recomendam que, ao usar lodo de ETA, escolham-se espécies de cultivo que suportem concentrações relativamente altas de ferro e alumínio (TEIXEIRA; MELO; SILVA, 2007).

Pesquisa em escala laboratorial, realizada por Li e Zhao (2010), avaliou a substituição de solo de *wetland* por lodo de ETA desidratado, visando à remoção de fósforo. Os resultados apontaram para um bioadsorvente promissor, o qual removeu o nutriente quatro vezes mais que o mesmo solo utilizado em *wetland* em operação na região do estudo.

O lodo de ETA também vem sendo largamente estudado quanto a sua utilização na fabricação de peças cerâmicas, como substituto parcial da argila. Como principais vantagens

têm-se o baixo custo na incorporação do material e a economia na adição de água no processo de produção de cerâmica vermelha por extrusão (MOREIRA; PAIVA; SOARES, 2017).

De modo geral, o acréscimo de lodo na mistura aumenta a absorção de água e reduz a resistência mecânica, sendo que maiores temperaturas de queima resultam em melhor desempenho das cerâmicas. No entanto, alguns estudos apresentam resultados bastante satisfatórios entre 10 e 20% de substituição da argila por lodo de ETA, ressaltando-se importância em conhecer as propriedades do lodo e da argila, bem como as normas vigentes para produtos cerâmicos (TEIXEIRA *et al.*, 2006; KIZINIEVIC *et al.*, 2013; BENLALLA *et al.*, 2015).

Já a incorporação do lodo na fabricação de tijolos solo-cimento mostrou resultados satisfatórios apenas até 1,25% de substituição do solo, pois esses apresentavam características físicas, químicas e mineralógicas muito distintas. Assim, alteravam-se negativamente as propriedades tecnológicas dos blocos, tais como absorção de água e resistência à compressão (RODRIGUES; HOLANDA, 2013).

Estudo realizado com cerâmica obtida por meio de geopolimerização de lodo de ETA calcinado, a 750 °C por quatro horas, resultou em alta resistência à compressão, próxima aos 60 MPa em 28 dias. Desse modo, essa técnica tem potencial de utilização quando se deseja obter cerâmicas estruturais (SANTOS; MELO FILHO; MANZATO, 2018).

Assim como nas cerâmicas, o maior uso do lodo de ETA em peças de concreto costuma reduzir a resistência à compressão e aumentar a absorção de água, além de reduzir a trabalhabilidade. Ainda assim, recomenda-se o uso em concretos não estruturais com substituição de até 5% da massa de areia ou de cimento, a fim de obter peças mais sustentáveis (HOPPEN *et al.*, 2005; TAFAREL *et al.*, 2016; RAMIREZ *et al.*, 2017; FERNANDEZ *et al.*, 2018).

O uso de cinza de lodo de ETA como adição mineral para concreto, com substituição entre 5% e 30% da massa de cimento Portland, pode atingir resistências à compressão semelhantes, e até superiores, às do concreto convencional e reduzir o consumo de cimento entre 37 e 200 kg.m⁻³ de concreto, a depender da concentração substituída e da resistência desejada. Além disso, essa cinza apresenta melhores resultados de resistência quando comparada a adições como cinza de casca de arroz e sílica ativa. Esse uso apresenta resultados satisfatórios também ao combinar-se ao calcário moído na substituição parcial do cimento (GASTALDINI *et al.*, 2015; HAGEMANN *et al.*, 2019).

Esse lodo também pode ser utilizado em substituição ao agregado graúdo. Estudo realizado por Sales, Souza e Almeida (2011) utilizou composto de lodo de ETA e serragem em substituição às britas convencionalmente utilizadas na produção de concreto. Como resultado obteve-se concreto leve, com baixa condutividade térmica e adequado para usos não estruturais.

O lodo de ETA, quando não reciclado ou reutilizado, poderá ter como destinação final ambientalmente adequada a sua disposição em aterro sanitário, embora esta alternativa seja cara e demande grandes dimensões de áreas. Howe *et al.* (2016) apontam para realização de procedimento para aferir a toxicidade do lixiviado e, assim, considerá-lo como tóxico ou não. Caso seja, deverá ser enviado para aterro específico para resíduos perigosos.

Desse modo, o lodo de ETA se apresenta como resíduo com potencial de gerar impacto negativo ao meio ambiente, principalmente no que diz respeito à contaminação dos corpos hídricos e do solo. No entanto, com gestão adequada, o lodo também pode promover impactos positivos, de modo a poupar recursos hídricos, solo, brita e fertilizantes.

5 MATERIAL E MÉTODOS

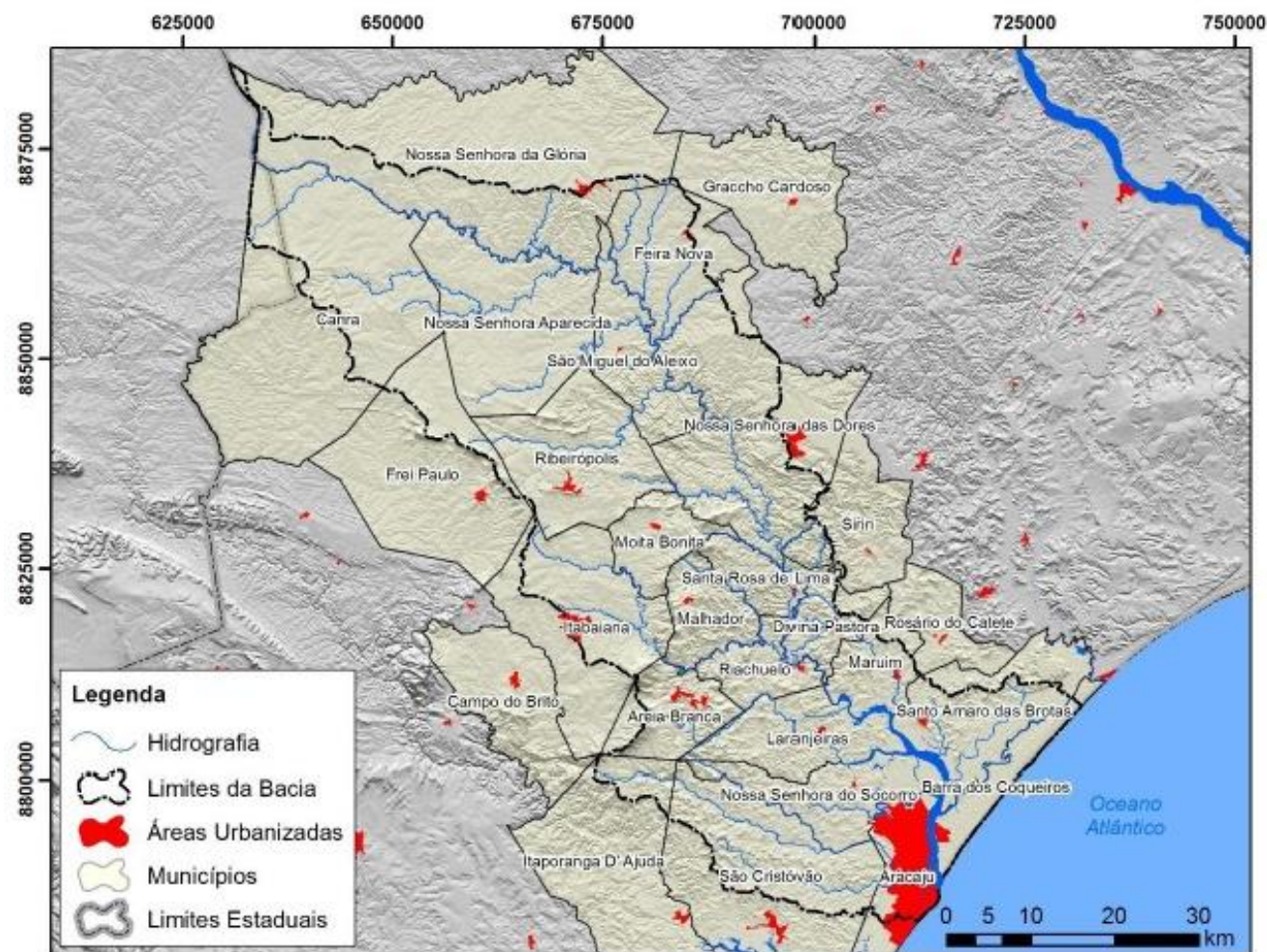
5.1 Área de estudo

Os objetos de estudo desta dissertação foram a ETA Poxim, a qual capta água do rio Poxim, e a bacia hidrográfica do rio Sergipe (BHSE), onde estão inseridas a estação de tratamento de água (ETA Poxim) e a sub-bacia do rio Poxim.

O rio Sergipe é o principal curso hídrico da BHSE e percorre cerca de 210 km, desde sua nascente, na Serra Negra (Bahia), até desaguar no oceano Atlântico, em Aracaju (Sergipe). Tem como principais afluentes os rios Pomonga, Parnamirim, Ganhamoroba, Cágado, Poxim, Sal, Cotinguiba, Jacarecica, Morcego, Jacoca, Campanha, Lajes e Melancia (SERGIPE, 2002).

A BHSE está localizada na região nordeste do estado de Sergipe e possui área de 3.693,87 km² (Figura 1), abrangendo majoritariamente esse estado e minimamente o estado da Bahia. Compreende 26 municípios e cerca de 60% da população de Sergipe (ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS, 2018).

Figura 1 - Bacia hidrográfica do rio Sergipe.

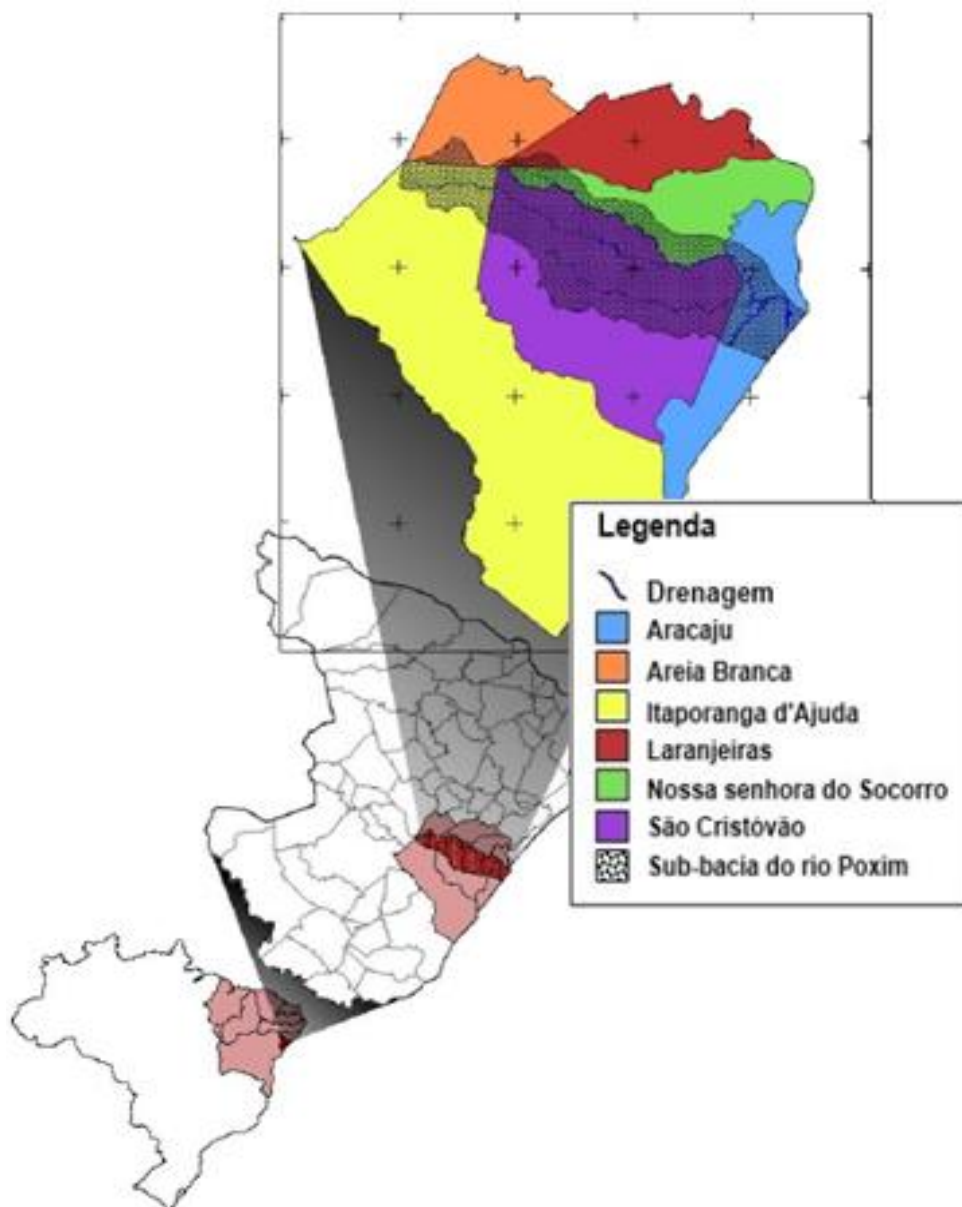


Fonte: Água & Solo e Engeplus (2018).

Aproximadamente 85% da população da bacia está inserida na zona urbana, onde os setores industrial e comercial representam boa parte da economia dos municípios (ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS, 2018). Essa realidade está atrelada à crescente demanda por recursos hídricos e deterioração da qualidade das águas.

A sub-bacia hidrográfica do rio Poxim se encontra na porção leste do estado de Sergipe, abrangendo os municípios de Itaporanga d'Ajuda, Areia Branca, Laranjeiras, Nossa Senhora do Socorro, São Cristóvão e Aracaju. Está localizada entre as coordenadas geográficas de 10°55' e 10°45' de latitude Sul e 37°05' e 37°22' de longitude Oeste. Além disso, seus principais corpos d'água são os rios Poxim-Mirim, Poxim-Açu e Pitanga (FERREIRA *et al.*, 2011). A Figura 2 ilustra a sub-bacia com adaptação no tamanho da legenda, a fim de ser visualizada.

Figura 2 - Localização da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim.



Fonte: Adaptado de Farias (2011).

Conforme a classificação climática de Köppen, a sub-bacia hidrográfica do rio Poxim se enquadra no tipo As (clima tropical úmido com seca no verão), em virtude da proximidade do mar e do baixo relevo, exposta aos ventos alísios (FERREIRA *et al.*, 2011). Segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2020a), para a estação de Aracaju (OMM: 83096; latitude -10,95°; longitude -37,04°; e altitude de 4,72 m), a temperatura máxima média mensal dos últimos 10 anos (2010 – 2019) variou entre 27,5 e 32,6°C. Quanto às temperaturas mensais médias mínimas nesse mesmo período, variaram entre 21,1 e 25,1°C (INMET, 2020b).

Quanto ao saneamento básico, existem cinco lixões a céu aberto na sub-bacia, onde os resíduos sólidos são depositados, sendo fonte de poluição dos corpos d'água superficiais e subterrâneos, dos solos e contribuindo para a proliferação de doenças (ÁGUA & SOLO;

ENGEPLUS, 2018). Além disso, a maior parte do esgoto gerado nos municípios pertencentes à sub-bacia é lançada nos corpos hídricos sem tratamento. A Tabela 6 apresenta algumas das informações pertinentes para a temática.

Tabela 6 - Informações sobre o sistema de esgotamento sanitário dos municípios que compõem a sub-bacia do rio Poxim.

Município	Índice de atendimento com coleta de esgoto (%)	Índice de atendimento com coleta e tratamento (%)
Aracaju	53,4	53,4
Areia Branca	12,8	0,0
Itaporanga d'Ajuda	47,1	0,0
Laranjeiras	37,6	0,0
Nossa Senhora do Socorro	45,6	45,6
São Cristóvão	53,9	53,9

Fonte: Adaptado de SNIS (2019), SNIS (2020a) e ANA (2020).

Documento que visa a efetivação do enquadramento dos corpos hídricos da bacia do rio Sergipe indica que a sub-bacia do rio Poxim se apresenta predominantemente na classe 3 de água doce. Já o trecho utilizado para captação de água da ETA Poxim, o qual é enquadrado na classe 2 de água doce segundo seu uso preponderante, foi classificado na classe 4 de água doce, a qual não é indicada para abastecimento humano (BRASIL, 2005; ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS, 2019). Paralelo a isso, o cálculo para o Índice de Qualidade da Água resultou em faixa cuja água do ponto de coleta é considerada ruim (ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS, 2018). Segundo Brasil (2005), todas as classificações presentes neste estudo consideram a água de ambos os trechos do rio como doce.

Ademais, de acordo com análise realizada por Ferreira *et al.* (2011), das 20 principais nascentes que compõem a sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, 90% apresentaram significativa antropização, a maioria (65%) com elevada degradação - sem raio mínimo de 50 m de vegetação em seu entorno.

Segundo estudo, realizado por Farias (2011), foram constatadas diversas moradias irregulares instaladas às margens do rio Poxim e diversos pontos de esgotamento clandestino, sendo diretamente lançados no curso d'água. Essas ocorrências estão principalmente relacionadas às localidades urbanas do Grande Rosa Elze, em São Cristóvão, e Parque dos Faróis e Pai André, em Nossa Senhora do Socorro, as quais carecem de sistema de saneamento adequado.

A concessionária Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO, 2020) informa que são 782.996 pessoas atendidas pela captação de água no rio Poxim, através de 8,5 km de adutora. A capacidade de produção de água tratada, na ETA Poxim, conforme dados operacionais expostos no Anexo A, é de $1620 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

A ETA Poxim está localizada na Rua Sete, nº 495 do bairro Capucho, em Aracaju (Sergipe). A Figura 3 ilustra a localização dessa estação, na qual foi inserida a indicação da captação de água, da avenida mais próxima, da ponte e do *campus* São Cristóvão da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

Figura 3 - Indicação da localização da ETA Poxim.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

A fim de tornar potável a água que chega à ETA Poxim, o tratamento utilizado é do tipo convencional, o qual agrega as etapas de coagulação na mistura rápida, floculação, decantação, filtração, fluoretação e desinfecção.

A coagulação é realizada através de mistura rápida hidráulica por meio de Calha Parshall (Figura 4). Em seguida, a vazão de água é dividida para dois floculadores hidráulicos de fluxo vertical (Figura 5). Após isso, a água segue para quatro decantadores retangulares, os quais são lavados a cada quinze dias (Figura 6), e na saída desses, no canal de coleta de água decantada,

é realizada a desinfecção a base de cloro. A filtração de fluxo descendente é feita em seis filtros rápidos recheados com antracito e areia em camadas e, logo após, a água recebe flúor em câmara de contato e segue para o reservatório da estação.

Figura 4 - Calha Parshall da ETA Poxim.



Fonte: Alexander de S. Aragão (2018).

Figura 5 - Flocculadores da ETA Poxim.



Fonte: Acervo pessoal.

Figura 6 - Decantador da ETA Poxim em período de limpeza.



Fonte: Acervo pessoal.

Durante o tratamento são adicionados alguns produtos químicos na água: cal hidratada com objetivo de elevar alcalinidade; sulfato de alumínio para que haja a coagulação das

partículas; polímero catiônico, que atua como coagulante secundário; carvão ativado em pó, de modo a minimizar o mau cheiro e; permanganato de potássio (SANTOS, 2020). Este, segundo Santos *et al.* (2015), atua na oxidação de matéria orgânica da água do rio Poxim sempre que é verificado teor acima do normal.

Gomes Junior *et al.* (2016) apontam que a ETA Poxim não faz gerenciamento do lodo produzido na potabilização da água e que esse resíduo é lançado, *in natura*, no próprio rio Poxim, a jusante da captação. Além disso, a partir de dados médios de vazão de água bruta, sólidos suspensos totais, dosagem de coagulante e de demais produtos químicos, estimou-se produção de lodo diária de 78 toneladas, de acordo com dados de operação da ETA Poxim no ano de 2019 (SANTOS, 2020).

5.2 Método

Esta dissertação se fundamenta em pesquisa aplicada, a partir da qual se pretende realizar ações para melhoria da qualidade das águas de bacia hidrográfica que recebe descarga de lodo de ETA sem tratamento. Quanto à forma de abordagem, a pesquisa é quantitativa, pois utilizou dados numéricos e análises estatísticas a fim de avaliar as características do lodo e dos parâmetros de qualidade da água dos corpos hídricos.

Quanto aos objetivos, a pesquisa é exploratória e descritiva: esta por conta da descrição das características do lodo de ETA e dos parâmetros de qualidade da água dos cursos d'água de estudo, e a relação dessas variáveis ao impacto ambiental; àquela devido à elucidação da problemática do lodo de ETA ser lançado nos corpos hídricos deliberadamente.

Quanto aos procedimentos técnicos, a pesquisa é bibliográfica, documental, experimental e estudo de caso. A pesquisa é bibliográfica e documental, pois foram utilizados estudos (livros, artigos, teses e dissertações) e legislação vigente que serviram de fundamento às análises realizadas. Foi experimental por conta da determinação de diversos parâmetros em laboratório e estudo de caso devido ao estudo detalhado da ETA Poxim e da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim.

5.3 Procedimento metodológico

A princípio, requereu-se concessão à DESO para recolher mensalmente amostras de 1,5 L de lodo da ETA Poxim, as quais foram coletadas sempre no canal central de esgotamento do decantador nº 3. Concomitantemente foram recolhidas amostras, de 1,0 L cada, de água do rio a montante e a jusante da captação: esta coletada em trecho do rio Poxim sob o meio da borda da ponte de divisa – sentido Aracaju – entre as cidades de Aracaju/SE e São Cristóvão/SE

(coordenadas geográficas: 10° 55' 21.529" S e 37° 5' 49.999" W), na Avenida Marechal Cândido Rondon; aquela, a montante da Calha Parshall da ETA Poxim (coordenadas geográficas: 10° 55' 16.435" S e 37° 5' 48.746" W).

Paralelo a isso, por solicitação oficial, foram obtidas com a concessionária DESO informações de funcionamento da ETA Poxim, incluindo volume de água produzido, quantidade de produtos químicos utilizada e parâmetros físicos da água para o ano de 2020 (ANEXO A).

Foram obtidas também as temperaturas e as precipitações na região através de página eletrônica do INMET, para a estação Aracaju, latitude -10,952413 e longitude -37,05433. A fim de relacionar a pluviosidade com as características da água e do lodo, para este, foi verificada a pluviosidade nos 14 dias que antecederam as coletas – período entre lavagens do decantador, e, para aquela, o volume de chuva do dia anterior às coletas. Para este dia, também foram verificadas as temperaturas médias na estação (Tabela 7).

Tabela 7 - Informações de pluviosidade e de temperatura pertinentes a cada coleta.

Data da coleta	Pluviosidade do dia anterior (mm)	Temperatura média do dia anterior (°C)	Pluviosidade acumulada nos 14 dias anteriores (mm)
17/02/2020	9,2	27,6	88,2
02/03/2020	0,0	29,0	41,2
27/10/2020	0,0	27,2	10,6
24/11/2020	0,0	30,0	0,0
09/12/2020	0,0	27,4	33,4
19/01/2021	2,2	29,1	33,0
03/02/2021*	0,0	29,2	-
09/02/2021**	-	-	91,6***

Fonte: Autora (2021). *Coleta apenas de água do rio. **Coleta apenas de lodo do decantador. ***Pluviosidade acumulada nos 21 dias anteriores, devido à extensão do tempo de lavagem do decantador por conta da alteração do ponto de captação de água.

Em laboratório foram realizadas análises mensais de características físicas, químicas e biológicas do lodo e da água do rio. Os parâmetros analisados foram cor aparente, turbidez, pH, temperatura, condutividade elétrica, alumínio dissolvido, coliformes totais e termotolerantes. Apenas para as amostras de água, foram também determinadas a cor verdadeira, mensalmente.

Os parâmetros supracitados foram investigados em sete campanhas, nos meses de fevereiro e março de 2020 e de outubro de 2020 a fevereiro de 2021. O período de interrupção entre os meses de coleta ocorreu devido às medidas de isolamento da pandemia do novo coronavírus. Já a suspensão final das coletas aconteceu por conta da mudança do ponto de

captação de água pela ETA Poxim e, com isso, alteração na qualidade da água bruta e características do lodo em estudo.

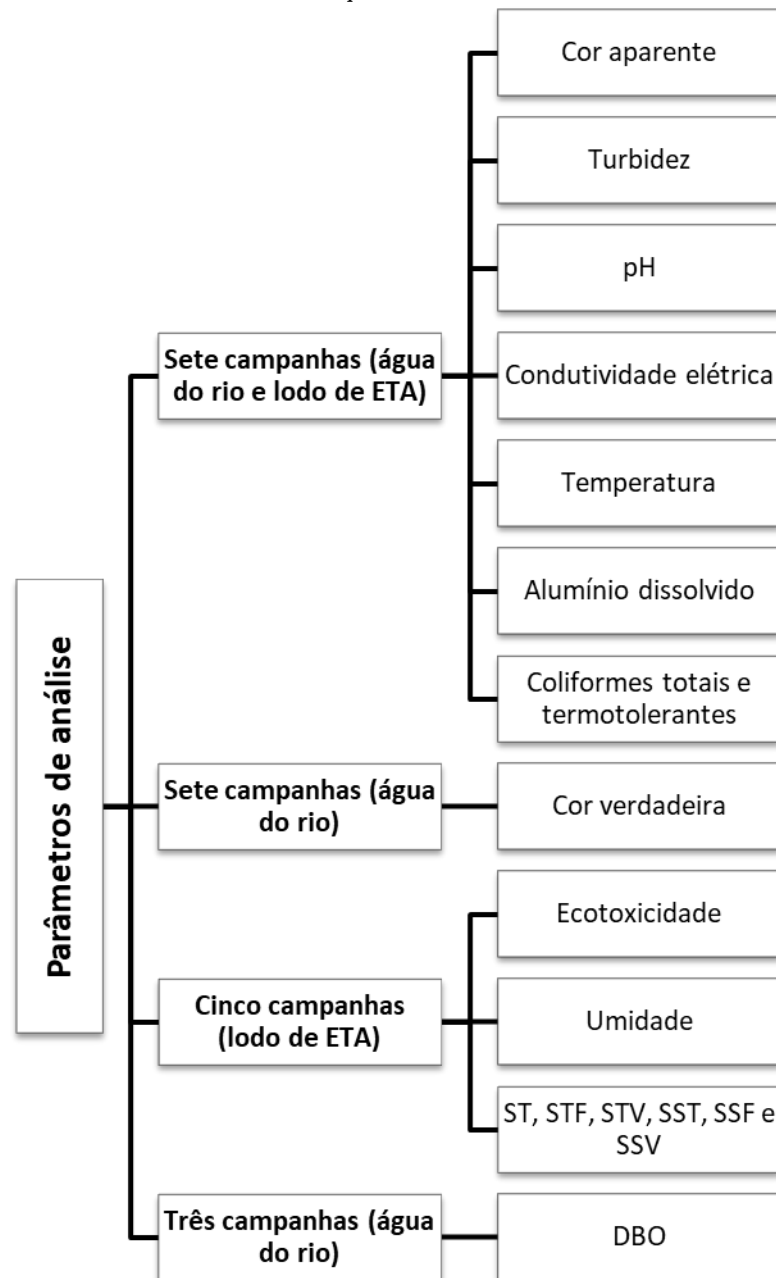
Apenas para o lodo, foram também verificadas a ecotoxicidade, através de bioindicador vegetal (*Lactuca sativa*), a umidade, os sólidos totais (ST), os sólidos totais fixos (STF), os sólidos totais voláteis (STV), os sólidos suspensos totais (SST), os sólidos suspensos fixos (SSF) e os sólidos suspensos voláteis (SSV). Todos esses com cinco amostras, correspondentes ao período de outubro de 2020 a fevereiro de 2021, pois problemas com equipamentos necessários aos ensaios impediram as análises em fevereiro e março de 2020.

As análises de coliformes totais e termotolerantes foram realizadas, em quintuplicata, no Laboratório de Bioquímica Industrial do Departamento de Engenharia Química da UFS. Já os demais parâmetros foram mensurados, em duplicata, no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente (SAMA) do Departamento de Engenharia Civil (DEC) da UFS.

Além desses, o parâmetro DBO foi determinado no Laboratório de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Núcleo Regional de Competência em Petróleo, Gás e Biocombustíveis de Sergipe localizado na UFS. O estudo abrangeu três coletas de água a montante e a jusante da captação, a saber, realizadas em fevereiro de 2020 e fevereiro e março de 2021. Não foram realizadas mais análises de DBO devido à impossibilidade de funcionamento das atividades do laboratório.

Assim, o fluxograma da Figura 7 exhibe os parâmetros de análise de água e de lodo, bem como a quantidade de campanhas em que esses foram aferidos. A Tabela 8 apresenta os referidos parâmetros e seus respectivos métodos de determinação. Estes foram iguais tanto para água (metodologia para água doce) quanto para o lodo, conforme estudos realizados por Carvalho (2000), Scalize (2003), Soares (2013) e Angelim (2015), dos quais também utilizaram procedimentos analíticos com matriz água em matriz lodo.

Figura 7 - Quantidade de campanhas de coleta de água e de lodo para aferência de cada tipo de parâmetro de qualidade.



Fonte: Autora (2021).

Tabela 8 - Métodos de análise dos parâmetros de qualidade da água estudados.

Parâmetro	Método
Cor aparente (uH)	Método 2120 B (APHA, 2017) / Espectrofotômetro
Cor verdadeira (uH)	Método 2120 B (APHA, 2017) / Espectrofotômetro
Turbidez (uT)	Método 2130 B (APHA, 2017) / Espectrofotômetro
pH	Método 4500 B (APHA, 2017) / Medidor de pH e condutividade
Temperatura (°C)	Termômetro digital
Condutividade elétrica ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	Método 2510 B (APHA, 2017) / Medidor de pH e condutividade
Alumínio dissolvido ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 3120 B (APHA, 2017) / Espectrofotômetro
DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 5210 B (APHA, 2017)
Umidade (%)	Método 2540 B (APHA, 2017)
Sólidos totais ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 B (APHA, 2017)
Sólidos fixos totais ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 E (APHA, 2017)
Sólidos voláteis totais ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 E (APHA, 2017)
Sólidos suspensos totais ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 D (APHA, 2017)
Sólidos suspensos fixos ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 E (APHA, 2017)
Sólidos suspensos voláteis ($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	Método 2540 E (APHA, 2017)
Coliformes totais (NMP/100 mL)	Método dos tubos múltiplos (BRASIL, 2013)
Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	Método dos tubos múltiplos (BRASIL, 2013)
Ecotoxicidade	Adaptado do método OPPTS 850.4200 (USEPA, 1996)

Fonte: Autora (2021).

A análise de ecotoxicidade foi adaptada de USEPA (1996). Para cada amostra de lodo foram preparadas quatro concentrações de 2 mL, em duplicata, com 100%, 50%, 25% e 12,5% do resíduo estudado. A diluição foi feita com água destilada, bem como o teste de controle. Em cada placa de Petri foram inseridas 10 sementes de alface (*Lactuca sativa*), com tempo de incubação, no escuro, de 120 horas a temperatura de 25°C. Conforme metodologia citada, a germinação foi considerada para raízes que conseguiram atingir 5 mm de comprimento.

Para aferir os efeitos ecotoxicológicos do lodo nas sementes de alface, foram utilizados o Índice de Crescimento Radicular (ICR) e o Índice de Germinação (IG) apresentados nas Equações 1 e 2, respectivamente, conforme Tam e Tiquia (1994), Young *et al.* (2012) e Gryczak *et al.* (2018). Os autores indicam que resultados menores que 80% representam inibição do crescimento e maiores que 120% estímulo, enquanto que valores intermediários não sugerem efeitos significativos.

$$ICR (\%) = \frac{CRA}{CRC} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

CRA: Crescimento radicular da amostra (mm);

CRC: Crescimento radicular do controle (mm).

$$IG (\%) = ICR \times \frac{SGA}{SGC} \quad (2)$$

Onde:

SGA: Número de sementes germinadas na amostra;

SGC: Número de sementes germinadas no controle.

A partir dos resultados obtidos nos parâmetros de análise, foi realizado tratamento estatístico dos dados a fim de relacionar e prever o comportamento das variáveis com nível de confiança de 95%.

A princípio, foi realizada a estatística descritiva das duplicatas pertinentes, com média e desvio padrão. Logo após, foi aplicado teste de normalidade de Shapiro-Wilk para que pudesse ser definido o melhor teste de pares a ser realizado, de modo a comparar os dados de água nos trechos a montante e a jusante da captação. Os testes paramétricos e não paramétricos utilizados foram, respectivamente, o Teste T e o Teste de Wilcoxon.

Os valores de ICR e de IG das quatro diferentes diluições de lodo foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA), de modo a determinar se as médias dos respectivos índices sofreram alteração com mudança na concentração de resíduo aplicado no teste de ecotoxicidade. Esse mesmo teste também foi utilizado para verificar se havia diferença significativa entre as temperaturas e o pH do rio e do lodo.

Ademais, foram elaborados gráficos do tipo *boxplot* para os resultados do rio e do lodo, com o objetivo de melhor visualizar a distribuição dos dados e, quando possível, compará-los.

Por fim, com base nos resultados obtidos neste estudo, a respeito das características do lodo, e no referencial teórico apresentado, foram propostas alternativas, ambientalmente adequadas, de tratamento e de disposição final, para o lodo da ETA Poxim.

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Cor

6.1.1 Água do rio

Os resultados de cor aparente e verdadeira para a água do rio Poxim estão dispostos nas Tabela 9 e Tabela 10, respectivamente.

Tabela 9 - Cor aparente, em uH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	312,5 ± 21,9	347,0 ± 9,9
Mar/2020	267,0 ± 8,5	318,5 ± 3,5
Out/2020	189,5 ± 0,7	201,0 ± 8,5
Nov/2020	170,5 ± 2,1	217,5 ± 3,5
Dez/2020	154,0 ± 0,0	200,0 ± 1,4
Jan/2021	155,0 ± 4,2	227,0 ± 7,1
Fev/2021	279,0 ± 2,8	263,0 ± 2,8
Média	218,2	253,4
Teste de normalidade (p-valor)	0,021	0,027
Teste de pares (p-valor)	0,002	

Fonte: Autora (2021).

Tabela 10 - Cor verdadeira, em uH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	140,0 ± 0,0	120,5 ± 2,1
Mar/2020	120,0 ± 7,1	110,0 ± 0,0
Out/2020	100,5 ± 0,7	88,5 ± 2,1
Nov/2020	93,0 ± 7,1	67,5 ± 13,4
Dez/2020	88,0 ± 0,0	93,5 ± 7,8
Jan/2021	86,5 ± 2,1	93,0 ± 2,8
Fev/2021	87,5 ± 4,9	131,0 ± 11,3
Média	102,2	100,6
Teste de normalidade (p-valor)	0,806	0,954
Teste de pares (p-valor)	0,799	

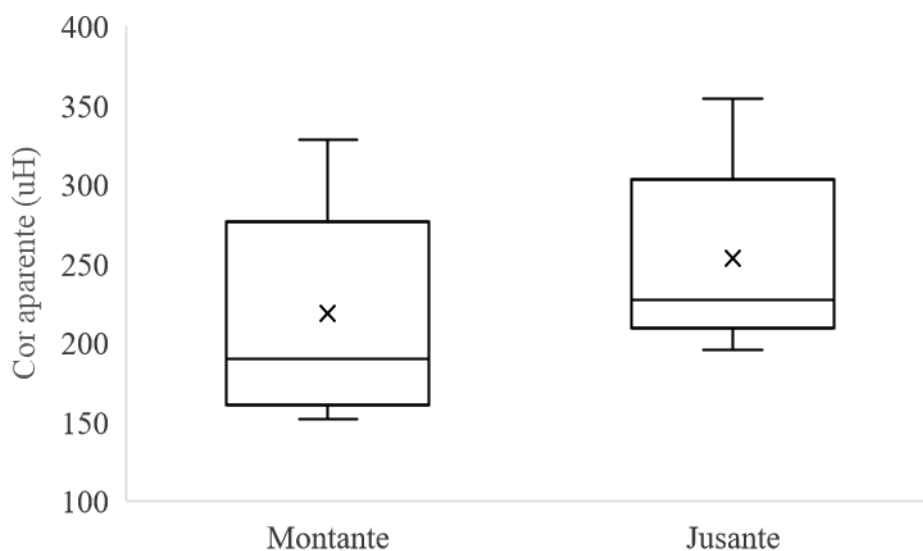
Fonte: Autora (2021).

De acordo com os dados estatísticos apresentados, existe diferença significativa entre a cor aparente da água do rio a montante e a jusante da captação, sendo que esta apresentou a maior média. Apesar disso, a cor verdadeira dos dois pontos de coleta se mostrou estatisticamente igual.

Na Figura 8 e na Figura 9 é apresentado o gráfico tipo *boxplot* dos resultados de cor aparente e verdadeira, respectivamente. Pode-se observar que todos os valores de cor aparente do ponto a jusante da captação superam a mediana do ponto a montante, ou seja, ultrapassam

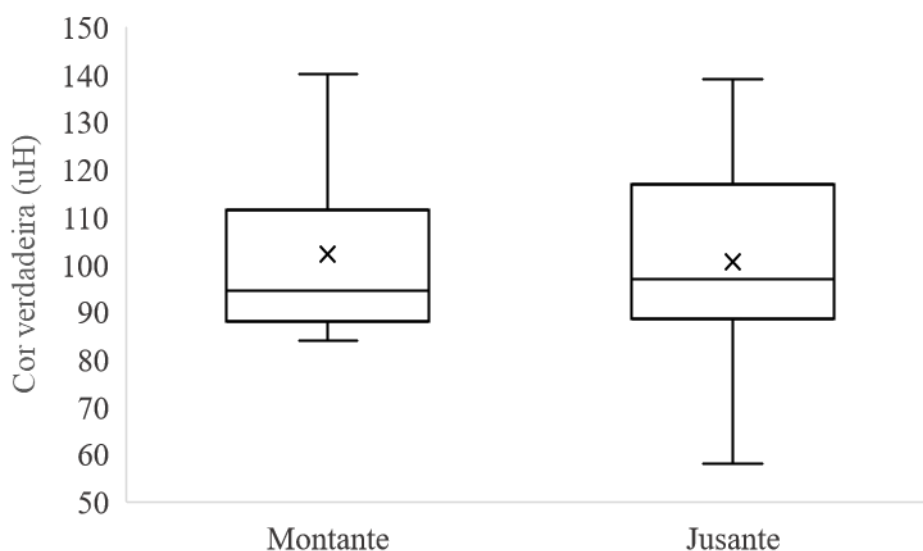
pelo menos metade dos resultados. Já ao examinar o gráfico da cor verdadeira, percebe-se que os quartis estão em posições similares nos dois pontos de coleta de água, ratificando visualmente o resultado do teste de pares.

Figura 8 - *Boxplot* da cor aparente do rio Poxim, em uH, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Figura 9 - *Boxplot* da cor verdadeira do rio Poxim, em uH, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Com base no resultado apresentado, a cor aparente, ao contrário da cor verdadeira, contempla os sólidos suspensos presentes na água, pode-se inferir que há maior parcela desses a jusante da captação. Como o lodo, segundo Richter (2017), apresenta sólidos suspensos entre

75 a 90% dos sólidos totais, o lançamento do lodo da ETA Poxim pode ter impactado em elevação na cor aparente do rio.

Embora o estudo tenha sido realizado no período seco, verificou-se que os resultados mais significativos de cor aparente ocorreram na coleta de fevereiro de 2020, a qual apresentou a maior pluviosidade. A degradação das margens da sub-bacia (FERREIRA *et al.*, 2011) pode ser a responsável desse aumento, devido ao carreamento de partículas pela água da chuva.

Segundo previsto por Brasil (2005), o rio Poxim, tanto a montante quanto a jusante da captação, está classificado na classe 4 de água doce para o parâmetro cor verdadeira, a qual não é indicada para fins de abastecimento de água potável. Fatores como a intensa antropização da sub-bacia, com degradação das margens e lixões a céu aberto, e o lançamento de efluentes sem tratamento a montante da captação podem ter contribuído para essa degradação da qualidade das águas. Apesar disso, o valor médio pouco superior a 100 uH para cor verdadeira, está dentro da faixa geral de cor para mananciais, prevista por Libânio (2010), entre 0 e 200 uH.

6.1.2 Lodo do decantador

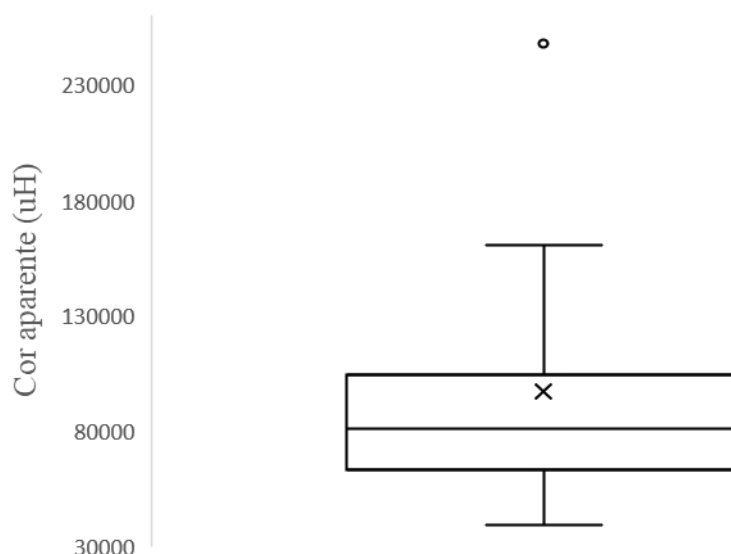
Os resultados para a cor aparente das coletas de lodo estão apresentados na Tabela 11 e no *boxplot* da Figura 10. Nota-se que o parâmetro apresenta grande variação, com desvio padrão de cerca de 50% do valor médio. Além disso, resultou em distância interquartil de 41.250 uH, ou seja, 50% de todos resultados estão dispostos dentro desse intervalo.

Tabela 11 - Cor aparente, em uH, para o lodo do decantador.

Amostra	Cor aparente (uH)
Fev/2020	204.250 ± 61.872
Mar/2020	71.750 ± 13.081
Out/2020	117.750 ± 27.931
Nov/2020	98.000 ± 12.021
Dez/2020	70.500 ± 13.435
Jan/2021	73.000 ± 11.314
Fev/2021	45.250 ± 8.132
Média	97.214 ± 54.317

Fonte: Autora (2021).

Figura 10 - *Boxplot* da cor aparente, em uH, do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

A partir da Figura 10, verifica-se ponto discrepante (*outlier*), o qual elevou o valor da média geral das medições. Esse *outlier* foi aferido na coleta de fevereiro de 2020, a qual apresentou a maior pluviosidade acumulada nos 14 dias anteriores. Como foi verificada piora na qualidade da água da captação, observada também nos valores do Anexo A fornecidos pela concessionária, é possível que a quantidade de partículas sólidas retidas nos decantadores da ETA Poxim tenha aumentado, elevando também a cor aparente do lodo.

Em fevereiro de 2021 também foi constatada a presença de chuva nos últimos 21 dias – período de limpeza prolongado devido a mudança do ponto de captação, no entanto, foram observados menores valores de cor aparente para o lodo, possivelmente impactado positivamente pela alteração da qualidade da água.

Estudo realizado por Batista (2018), com o lodo de decantadores da ETA Poxim, aferiu valores de cor entre 90.000 e 230.000 uH. Apesar de o valor médio encontrado, de 97.214 uH, se encaixar dentro desse intervalo, o valor mediano foi de 81.000 uH, revelando que pelo menos metade das coletas desta pesquisa ficaram abaixo do aferido três anos antes.

6.2 Turbidez

6.2.1 Água do rio

A Tabela 12 apresenta os dados de turbidez para o rio Poxim e, a partir desses valores, pode-se verificar diferença estatisticamente significativa entre os resultados dos diferentes

pontos de coleta, sendo que a maior média está a jusante da captação de água da ETA. Bem como discutido para a cor aparente, esse fato pode estar relacionado à grande quantidade de sólidos suspensos no lodo, que, quando lançado sem tratamento no rio, afeta a qualidade da sua água.

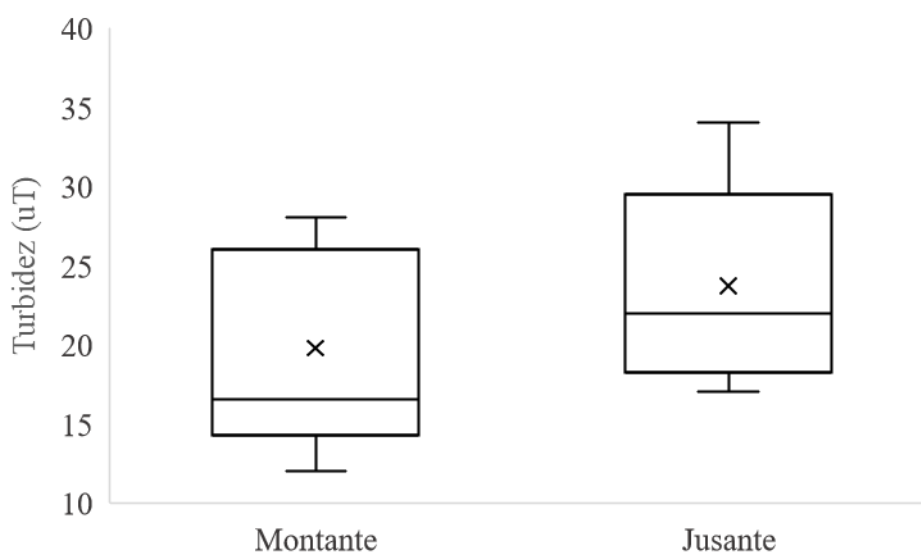
Tabela 12 - Turbidez, em uT, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	27,0 ± 1,4	33,0 ± 1,4
Mar/2020	26,0 ± 1,4	31,0 ± 0,0
Out/2020	16,5 ± 0,7	18,5 ± 0,7
Nov/2020	13,5 ± 0,7	20,0 ± 2,8
Dez/2020	13,0 ± 1,4	17,0 ± 0,0
Jan/2021	15,5 ± 0,7	22,0 ± 0,0
Fev/2021	27,0 ± 1,4	24,5 ± 0,7
Média	19,8	23,7
Teste de normalidade (p-valor)	0,009	0,062
Teste de pares (p-valor)	0,002	

Fonte: Autora (2021).

A partir do *boxplot* da Figura 11 é possível visualizar a distribuição dos dados e a diferença entre os valores de turbidez nos pontos de coleta. Também semelhante à cor aparente, essa diferença é ratificada visualmente, pois todos os valores de jusante estão acima de pelo menos metade dos resultados de montante. Além disso, observa-se maior dispersão dos valores mais elevados, aumentando a média em relação à mediana.

Figura 11 - *Boxplot* da turbidez do rio Poxim, em uT, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Na coleta de fevereiro de 2020 se verificou os valores máximos de turbidez do estudo, ilustrando mais uma vez a possibilidade de impacto da chuva na qualidade da água. Apesar disso, se considerado apenas o parâmetro turbidez, o rio poderia ser classificado na classe 1 de água doce, para a qual a água necessitaria apenas de tratamento simplificado (BRASIL, 2005). Esse fato indica que os sólidos suspensos causadores de turbidez, principalmente provenientes de erosão nas margens do rio, não são a principal preocupação para a sub-bacia do rio Poxim.

De mesmo modo, manancial paranaense que também recebe despejos de lodo de ETA em suas águas, também resultou em valores de turbidez inferiores a 40 uT – limite máximo para a classe 1 de água doce (BRASIL, 2005). Apesar disso, também foi verificado aumento do parâmetro em pontos após o lançamento do lodo de ETA no corpo hídrico (SILVEIRA; OKUMURA; YAMAGUCHI, 2021).

Ademais, os valores obtidos neste estudo estão mais próximos do limite inferior da faixa de turbidez, entre 3 e 500 uT para águas naturais, prevista por Di Bernardo, Dantas e Voltan (2011).

6.2.2 Lodo do decantador

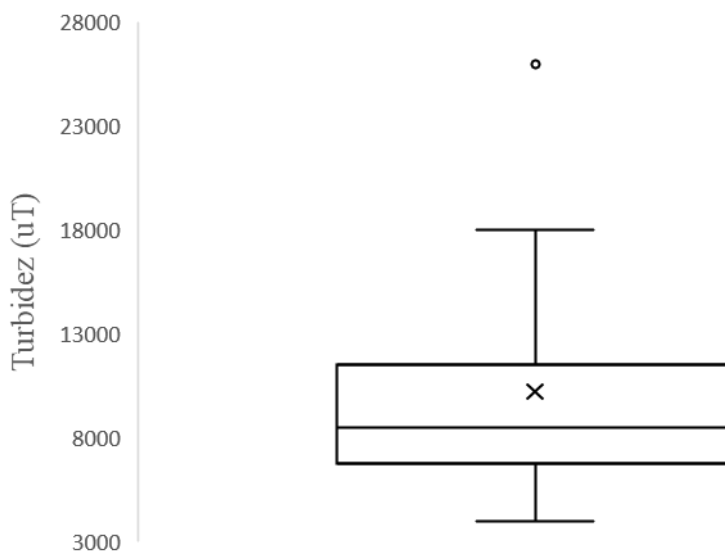
Os resultados de turbidez do lodo do decantador estão apresentados na Tabela 13 e no *boxplot* da Figura 12. Paralelamente à cor aparente, o parâmetro apresentou grande variação, com desvio padrão cerca de 50% do valor médio. Além disso, resultou em distância interquartil de 4.750 uT.

Tabela 13 - Turbidez, em uT, para o lodo do decantador.

Amostra	Turbidez (uH)
Fev/2020	22.000 ± 5.657
Mar/2020	8.250 ± 1.061
Out/2020	11.750 ± 4.596
Nov/2020	11.000 ± 1.414
Dez/2020	7.000 ± 707
Jan/2021	7.250 ± 1.768
Fev/2021	4.250 ± 354
Média	10.214 ± 5.954

Fonte: Autora (2021).

Figura 12 - *Boxplot* da turbidez, em uT, do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

Na Figura 12, também foi verificado *outlier*, representado pela turbidez da coleta de fevereiro de 2020, a qual apresentou a maior pluviosidade acumulada nos 14 dias anteriores. Além dos resultados apresentados para a turbidez da água do rio neste estudo, resultados de turbidez da DESO – apresentados no Anexo A, corroboram a pior qualidade da água do mês de fevereiro de 2020 em relação aos demais meses analisados nesse ano. Assim, como a turbidez está relacionada à medida de sólidos suspensos e esses, segundo Howe *et al.* (2016), são predominantemente retidos nos decantadores, o valor do parâmetro pode ter sido impactado pela influência da chuva na qualidade da água do rio.

Mais uma vez de modo similar à cor aparente, a última coleta de lodo apresentou seu valor mínimo para a turbidez, fato provavelmente relacionado à mudança do ponto de captação de água que abastece a ETA Poxim. Bem como afirma Libânio (2010), a qualidade da água bruta é um dos fatores que determinam as características do lodo gerado em uma ETA.

Por sua vez, Batista (2018) encontrou valores de turbidez, para o lodo de decantador da ETA Poxim, com ordem de grandeza semelhante aos deste estudo. Enquanto isso, análise realizada por Barbosa (2000), em ETA com volume de água tratada semelhante ao da ETA Poxim, encontrou valor médio de turbidez de 60.250 uT, aproximadamente seis vezes maior que o valor médio desta pesquisa. Segundo Richter (2017), quanto maior o período entre limpezas dos decantadores, maior a concentração de sólidos no lodo. Esse fato pode ter sido

responsável pela diferença da turbidez dos lodos, pois o período de limpeza dos decantadores da ETA-SAAE em São Carlos/SP era a cada quatro meses e da ETA Poxim a cada quinze dias.

6.3 Temperatura

6.3.1 Água do rio

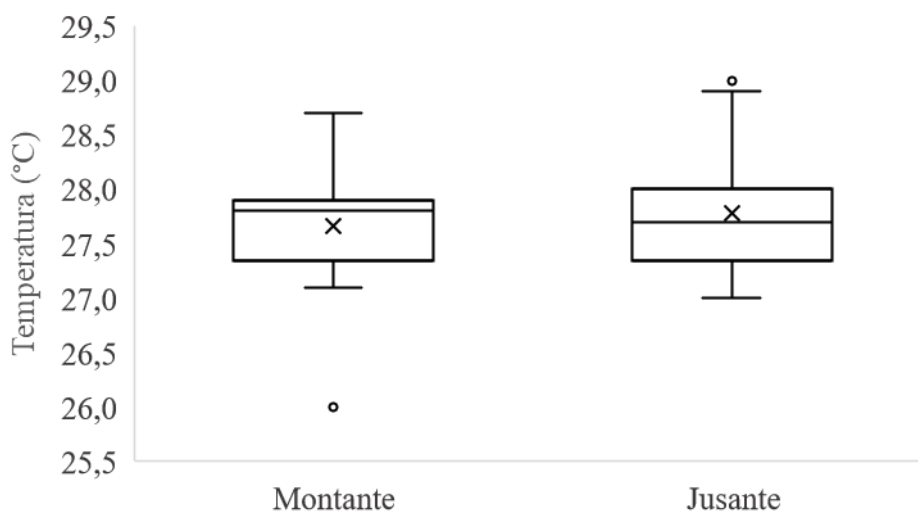
Como apresentado na Tabela 14 e ilustrado no *boxplot* da Figura 13, não houve variação significativa no valor da temperatura ao longo do corpo hídrico. A distância interquartil de ambos os pontos de coleta está em faixa de temperatura semelhante, embora o ponto de jusante tenha apresentado maior dispersão. Essa realidade aponta que não há indício que fonte de poluição nesse trecho do rio Poxim afete a temperatura da água.

Tabela 14 - Temperatura, em °C, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	26,0	27,7
Mar/2020	27,8	27,8
Out/2020	27,1	27,0
Nov/2020	27,8 ± 0,1	27,4 ± 0,0
Dez/2020	27,4 ± 0,2	27,2 ± 0,1
Jan/2021	28,7 ± 0,1	29,0 ± 0,1
Fev/2021	27,9 ± 0,0	28,0 ± 0,1
Média	27,7	27,8
Teste de normalidade (p-valor)	0,30	0,16
Teste de pares (p-valor)	0,51	

Fonte: Autora (2021).

Figura 13 - *Boxplot* da temperatura do rio Poxim, em °C, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

O *outlier* de 26 °C, observado no *boxplot* de montante (Figura 13), diz respeito à coleta do mês de fevereiro de 2020, podendo ter sido influenciado pela pluviosidade. No entanto, a temperatura de 27,7 °C da água do rio a jusante se aproximou à temperatura ambiente do dia anterior: 27,6 °C. Além disso, o valor discrepante máximo de 29 °C, observado na água do rio a jusante da captação no mês de janeiro de 2021, também se aproximou à temperatura observada no dia anterior, a saber, 29,1 °C.

Embora tenham sido retratado valores superiores ao previsto por Libânio (2010) para a temperatura de águas superficiais brasileira, a saber, entre 20 e 25 °C, em todas as análises o parâmetro esteve enquadrado na faixa de temperaturas verificadas por INMET (2020a) e INMET (2020b) para a região de estudo e apresentou valores ligeiramente inferiores em relação à temperatura média do dia anterior às coletas. Enquanto as médias do rio foram de 27,7 e 27,8 °C para a montante e a jusante da captação, respectivamente, a média da temperatura da região nos dias anteriores às coletas foi de 28,4 °C. Por fim, teste ANOVA resultou em p-valor de 0,10, demonstrando que não há diferença significativa entre as médias de temperatura das amostras de água do rio e da temperatura ambiente.

6.3.2 Lodo do decantador

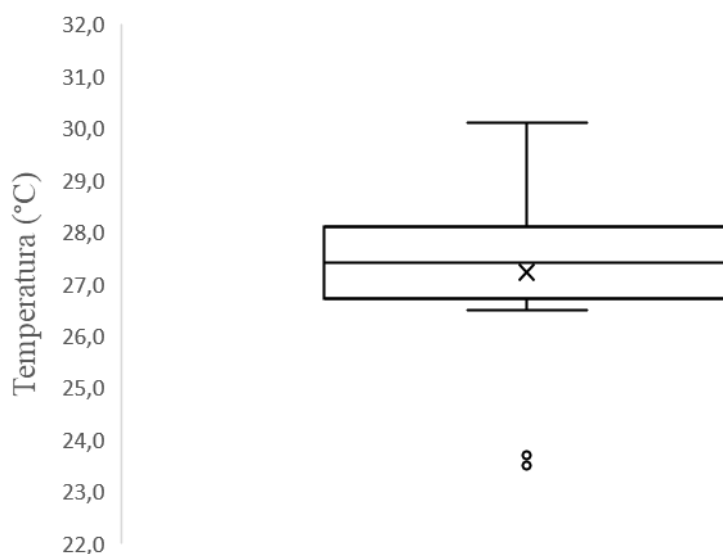
As temperaturas apresentadas pelo lodo do decantador estão na Tabela 15 e no *boxplot* da Figura 14.

Tabela 15 - Temperatura, em °C, para o lodo do decantador.

Amostra	Temperatura (°C)
Fev/2020	26,8 ± 0,1
Mar/2020	27,7 ± 0,1
Out/2020	23,6 ± 0,1
Nov/2020	26,7 ± 0,2
Dez/2020	27,5 ± 0,4
Jan/2021	28,3 ± 0,1
Fev/2021	30,1 ± 0,1
Média	27,2 ± 1,8

Fonte: Autora (2021).

Figura 14 - *Boxplot* da temperatura, em °C, do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

Ao realizar teste ANOVA com os resultados de montante da captação, de jusante, do lodo de ETA e da temperatura ambiente do dia anterior, obteve-se p-valor de 0,21, indicando que não há diferença significativa entre a temperatura da água do rio, do seu resíduo decantado e da atmosfera da região. Assim, o processo de tratamento da ETA Poxim, até a etapa de decantação, não promove significativas variações de energia térmica. Esse é um ponto positivo, pois, segundo Libânio (2010), para fins de tratabilidade é vantajoso que se tenha baixa variação desse parâmetro, sendo que a etapa de coagulação é menos exitosa em baixas temperaturas. Além disso, elevações de temperatura aumentariam a taxa de reações químicas e biológicas e reduziriam a solubilidade de gases tais como o oxigênio (VON SPERLING, 2005).

Por fim, para Brasil (2011), efluentes lançados nos corpos d'água devem ter temperatura inferior a 40 °C e, ainda assim, não exceder em mais de 3°C a temperatura do corpo hídrico na zona de mistura. Desse modo, apesar de o lodo ser considerado resíduo sólido (ABNT, 2004) e não efluente, não se constatou aumento da temperatura do corpo hídrico em questão, a jusante do despejo.

6.4 Condutividade elétrica

6.4.1 Água do rio

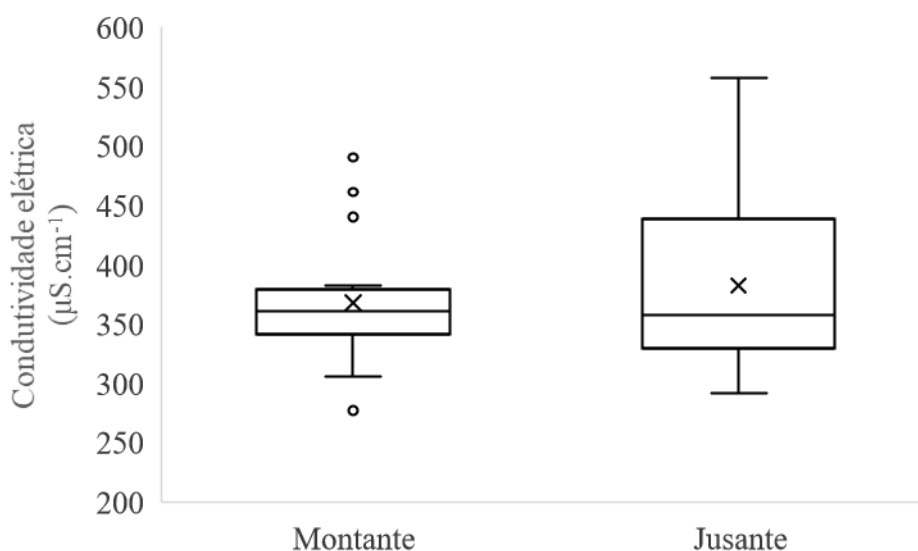
Os resultados da Tabela 16 e da Figura 15 representam os valores de condutividade elétrica medidos das coletas de água a montante e a jusante da captação – os quais não apresentaram diferença significativa entre si.

Tabela 16 - Condutividade elétrica, em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	365,0 $\pm$ 7,1	364,5 $\pm$ 6,4
Mar/2020	321,0 $\pm$ 22,6	320,5 $\pm$ 9,2
Out/2020	362,5 $\pm$ 10,6	363,5 $\pm$ 13,4
Nov/2020	450,5 $\pm$ 14,8	477,0 $\pm$ 8,5
Dez/2020	436,0 $\pm$ 76,4	335,0 $\pm$ 1,4
Jan/2021	279,5 $\pm$ 3,5	308,0 $\pm$ 24,0
Fev/2021	358,5 $\pm$ 4,9	508,5 $\pm$ 68,6
Média	367,6	382,4
Teste de normalidade (p-valor)	0,30	0,04
Teste de pares (p-valor)	0,37	

Fonte: Autora (2021).

Figura 15 - Boxplot da condutividade elétrica do rio Poxim, em $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

A partir da Figura 15 se observa menor distância interquartil para o ponto de montante em relação ao de jusante. Este, por sua vez, apresentou maior dispersão para valores mais elevados, resultando em maior média. No entanto, a mediana do ponto de montante foi ligeiramente superior à de jusante, a saber, 357 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ para esta e 361 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ para aquela.

Apesar de não ser um parâmetro de classificação dos corpos d'água, segundo a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005), valores acima de $100 \mu\text{S.cm}^{-1}$ indicam contaminação de águas naturais por efluentes domésticos ou industriais (BRASIL, 2014). Sabendo-se que várias comunidades despejam seus efluentes diretamente no rio Poxim, resultados de condutividade elétrica superiores a $300 \mu\text{S.cm}^{-1}$ corroboram essa realidade.

Esse parâmetro também indica a de salinidade da água. Tendo em vista que valores inferiores a $1.000 \mu\text{S.cm}^{-1}$ (ALVES *et al.*, 2007) correspondem à classificação de água doce por Brasil (2005), de até 0,5 ‰, esta pesquisa apoia os resultados encontrados por Água & Solo e Engeplus (2019) para o trecho do rio Poxim estudado. Além disso, tal estudo encontrou valor médio de condutividade elétrica de $370,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$, compatível com os resultados encontrados nesta pesquisa.

6.4.2 Lodo do decantador

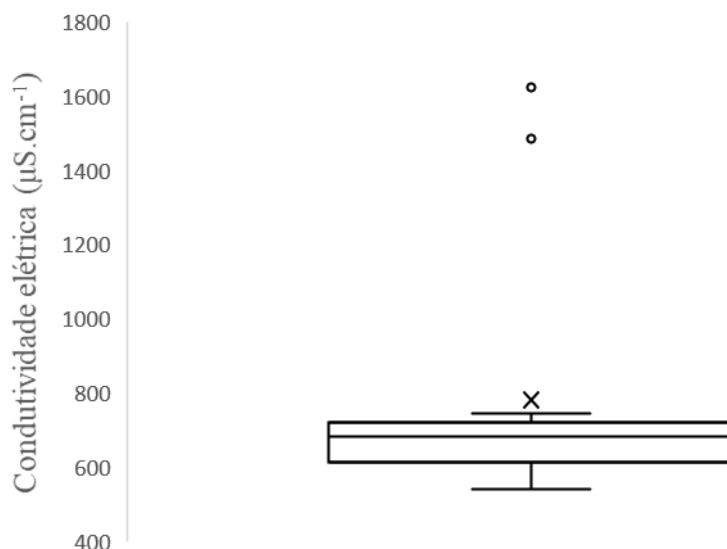
Os resultados de condutividade elétrica do lodo da ETA Poxim estão expostos na Tabela 17 e no *boxplot* da Figura 16. Embora tenha apresentado valor médio de $781 \mu\text{S.cm}^{-1}$, sua mediana foi de $684 \mu\text{S.cm}^{-1}$ e a maior parte dos resultados ficaram concentrados em torno desse valor. No entanto, a média foi superior a mais de 75% dos resultados devido aos pontos discrepantes do mês de dezembro de 2020.

Tabela 17 - Condutividade elétrica, em $\mu\text{S.cm}^{-1}$, para o lodo do decantador.

Amostra	Condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)
Fev/2020	665 ± 37
Mar/2020	684 ± 9
Out/2020	632 ± 64
Nov/2020	737 ± 12
Dez/2020	1556 ± 97
Jan/2021	574 ± 42
Fev/2021	622 ± 113
Média	781 ± 323

Fonte: Autora (2021).

Figura 16 - *Boxplot* da condutividade elétrica, em $\mu\text{S.cm}^{-1}$, do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

A média de condutividade elétrica no lodo foi superior a duas vezes este parâmetro para a água na entrada da ETA. Esse aumento pode estar ligado à adição de sais de alumínio na etapa de coagulação da água bruta e a maior concentração de sólidos dissolvidos, pois, segundo Libânio (2010), a condutividade elétrica é diretamente proporcional à concentração iônica.

Angelim (2015) encontrou valor médio de $156,7 \mu\text{S.cm}^{-1}$ para seu lodo de estudo, enquanto a concentração de sulfato de alumínio utilizada na ETA era de $6,05 \text{ mg.L}^{-1}$. Já para a ETA Poxim, em 2020, a concentração média de coagulante utilizada foi 219 mg.L^{-1} , podendo este ser um fator relevante para a diferença de condutividade entre os diferentes lodos de ETA.

Ademais, o resíduo de ETA analisado por Barbosa (2000) resultou em condutividade elétrica média de $112,5 \mu\text{S.cm}^{-1}$, enquanto a média deste parâmetro para a água bruta foi de $65 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Assim como neste estudo da ETA Poxim, indica-se que a condutividade elétrica do lodo supera a da água bruta, porém de modo proporcional à qualidade da água tratada.

6.5 pH

6.5.1 Água do rio

A Tabela 18 e a Figura 17 apresentam os resultados de pH das coletas realizadas a montante e a jusante da captação de água. Observa-se que não houve diferença significativa entre as amostras dos diferentes trechos do rio e, além disso, todas atendem à faixa de pH permitida por Brasil (2005), que varia de 6,0 a 9,0 para qualquer classe de água doce. Nota-se

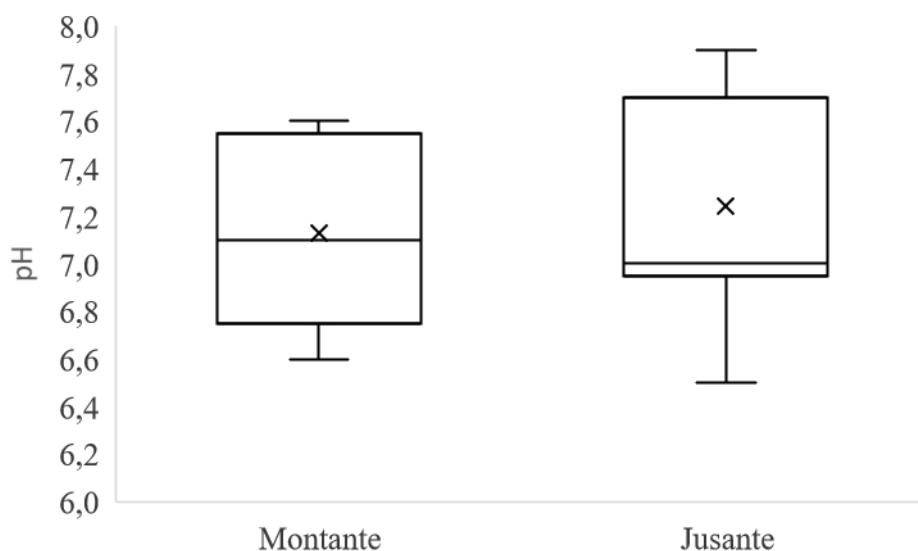
ainda, a baixa variabilidade do parâmetro e a sua proximidade com a neutralidade, conforme previsto por Pádua e Ferreira (2006) para o pH de águas naturais.

Tabela 18 – Valores de pH, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	6,8	7,0
Mar/2020	6,7	7,0
Out/2020	7,1	6,9
Nov/2020	7,5	7,9
Dez/2020	7,6	7,7
Jan/2021	6,6	6,5
Fev/2021	7,6	7,7
Teste de normalidade (p-valor)	0,14	0,33
Teste de pares (p-valor)	0,20	

Fonte: Autora (2021).

Figura 17 - *Boxplot* do pH do rio Poxim, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Conforme apontado por Howe *et al.* (2016), o controle do pH é fundamental para a eficiência da etapa de coagulação no tratamento de água, sendo que o intervalo ótimo para o coagulante sulfato de alumínio está entre 5,5 e 7,5. Das sete amostras de água no ponto de captação, cinco se apresentaram dentro dessa faixa e as outras duas corresponderam ao pH de 7,6, como pode ser observado na Tabela 18. Apesar disso, como o sulfato de alumínio é um ácido forte, existe a necessidade da adição de cal hidrata, de modo a elevar a alcalinidade da água.

6.5.2 Lodo do decantador

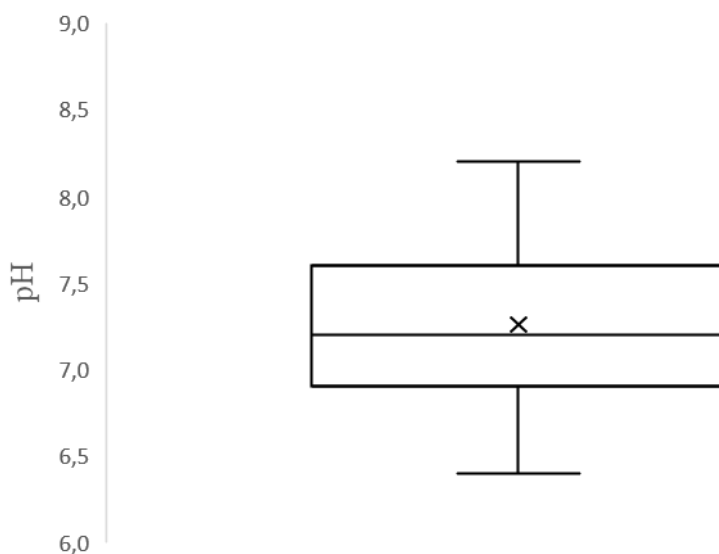
Assim como a água do rio, o lodo do decantador se apresentou com pH próximo à neutralidade, no entanto, com maior tendência básica, como ilustra a Tabela 19 e o *boxplot* da Figura 18.

Tabela 19 - Valores de pH, para o lodo do decantador.

Amostra	pH
Fev/2020	7,2
Mar/2020	7,3
Out/2020	7,2
Nov/2020	8,2
Dez/2020	7,9
Jan/2021	6,6
Fev/2021	6,4

Fonte: Autora (2021).

Figura 18 - *Boxplot* do pH do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

Análises do lodo da ETA Poxim realizadas por Batista (2018) e Gomes *et al.* (2016) apontaram valores de pH semelhantes ao deste estudo. Fiore *et al.* (2020) obtiveram resultados de pH entre 6,3 e 7,7 em lodos de duas ETAs do estado de São Paulo, faixa também compatível com o encontrado na ETA Poxim. Segundo os autores, o resíduo de tratamento de água manteve essa característica química da água bruta.

Ao realizar teste ANOVA, para verificar semelhança entre os valores de pH dos dois pontos do rio e do lodo de ETA, obteve-se p-valor de 0,89, assim, a hipótese inicial não pode

ser refutada. Entende-se, portanto, que apesar do uso de sais de alumínio na coagulação conferir redução de pH ao meio, o uso de alcalinizantes concede neutralidade à água. Desse modo, o parâmetro pH, em concordância com o previsto por Richter (2017), não se apresenta diretamente como ponto de risco de degradação de qualidade das águas que recebem despejos de lodo de ETA.

6.6 Alumínio dissolvido

6.6.1 Água do rio

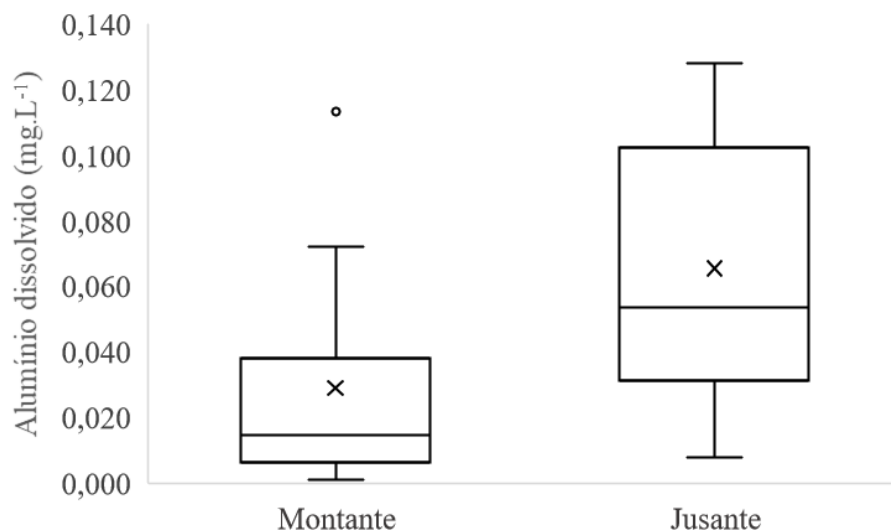
Os resultados indicados na Tabela 20 e no *boxplot* da Figura 19 apontam que há diferença significativa na concentração de alumínio dissolvido da água do rio Poxim nos diferentes pontos de coleta, sendo a média de jusante maior que o dobro da média de montante.

Tabela 20 - Alumínio dissolvido, em mg.L^{-1} , a montante e a jusante da captação.

Amostra	Montante	Jusante
Fev/2020	0,056	0,102
Mar/2020	$0,093 \pm 0,029$	$0,125 \pm 0,004$
Out/2020	$0,009 \pm 0,001$	$0,067 \pm 0,019$
Nov/2020	$0,019 \pm 0,006$	$0,098 \pm 0,008$
Dez/2020	$0,022 \pm 0,022$	$0,033 \pm 0,016$
Jan/2021	$0,003 \pm 0,002$	$0,033 \pm 0,003$
Fev/2021	$0,016 \pm 0,019$	$0,017 \pm 0,013$
Média	0,029	0,065
Teste de normalidade (p-valor)	0,009	0,35
Teste de pares (p-valor)	0,003	

Fonte: Autora (2021).

Figura 19 - *Boxplot* do alumínio dissolvido no rio Poxim, em mg.L^{-1} , a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Nota-se, a partir da Figura 19, que a média de ambos os pontos de coleta se elevou em relação à mediana devido à dispersão dos valores mais expressivos. A saber, as medianas dos pontos de montante e de jusante foram de 0,015 e 0,053 mg.L⁻¹, respectivamente, acentuando a diferença entre os pontos de amostra. Essa realidade pode estar relacionada ao lançamento de lodo da ETA Poxim, no próprio manancial, pois esta utiliza sulfato de alumínio no seu processo de coagulação.

Conforme Brasil (2005), 92% das amostras de água coletadas a montante da captação e 77% das coletadas a jusante podem ser classificadas na classe 1 de água doce para o parâmetro alumínio dissolvido, enquanto o restante dos resultados se encontra na classe 3 de água doce. Esta, por sua vez, necessita de tratamento avançado para utilização com fins de abastecimento humano. Segundo meta-análise realizada por Wang *et al.* (2016), o consumo de água potável, com teor de alumínio maior que 0,1 mg.L⁻¹, aumenta em 95% o risco de desenvolvimento de mal de Alzheimer. Apesar disso, a legislação nacional permite residual de alumínio de até 0,2 mg.L⁻¹ na água distribuída para abastecimento (BRASIL, 2017).

Silveira, Okumura e Yamaguchi (2021) também analisaram o alumínio dissolvido em manancial brasileiro, utilizado para abastecimento de água, que recebe descarte irregular de lodo de ETA que utiliza sulfato de alumínio como coagulante. Como resultado encontraram valores muito superiores ao deste estudo, na ordem de 0,6 mg.L⁻¹, os quais atendem apenas à classe 4 de água doce de Brasil (2005), que não é recomendada para fins de abastecimento humano.

Para CETESB (2017), as concentrações de alumínio dissolvido em águas com pH próximo ao neutro geralmente estão entre 0,001 e 0,05 mg.L⁻¹, sendo esse valor aumentado em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. Neste estudo, 23% dos resultados de montante e 54% de jusante estão acima de 0,05 mg.L⁻¹. Desse modo, tendo em vista o pH neutro das águas do rio Poxim, o lançamento de efluentes sem tratamento também se torna provável fonte para o aumento da concentração do parâmetro.

Ademais, por ser o elemento metálico mais abundante na crosta terrestre, a presença de alumínio na água pode estar associada ao material particulado proveniente de erosão natural do solo ou da atividade agrícola. O alumínio é também componente de embalagens de alimentos, utensílios domésticos e ligas metálicas, sendo utilizado em diversas indústrias. Ao passo que ainda há cinco lixões a céu aberto na sub-bacia do rio Poxim (ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS,

2018), esses podem se apresentar como fonte de poluição das águas e, por consequência, elevar as concentrações desse metal no corpo hídrico.

6.6.2 Lodo do decantador

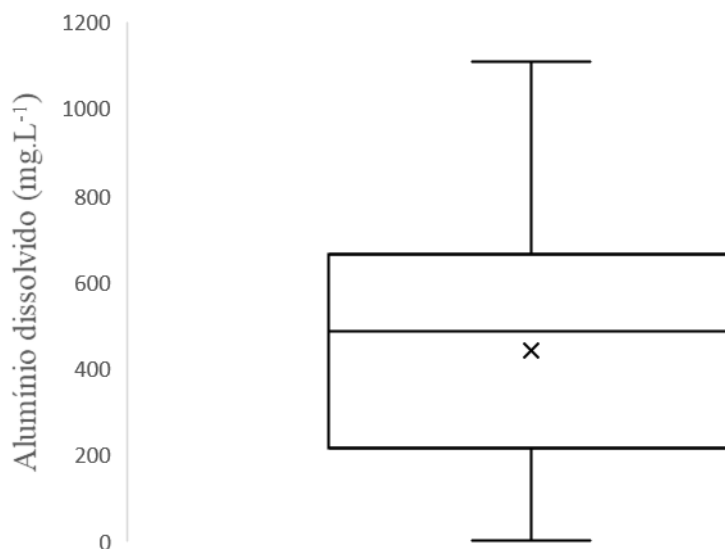
Os resultados de alumínio dissolvido para o lodo do decantador estão dispostos na Tabela 21 e no *boxplot* da Figura 20. Nota-se grande dispersão do parâmetro, o qual apresentou amplitude interquartil de 448 mg.L⁻¹.

Tabela 21 - Alumínio dissolvido, em mg.L⁻¹, para o lodo do decantador.

Amostra	Alumínio dissolvido (mg.L⁻¹)
Fev/2020	3
Mar/2020	25 ± 15
Out/2020	890 ± 310
Nov/2020	698 ± 46
Dez/2020	464 ± 56
Jan/2021	570 ± 119
Fev/2021	225 ± 11
Média	442 ± 331

Fonte: Autora (2021).

Figura 20 - *Boxplot* do alumínio dissolvido, em mg.L⁻¹, do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

Ao analisar os dados de concentração de coagulante de 2020, fornecidos pela DESO (ANEXO A), nota-se que, durante o período de estudo, os meses de fevereiro e de outubro representaram a menor e a maior concentração de coagulante utilizada na ETA, respectivamente (o uso de coagulante no mês de março foi inferior, no entanto, a coleta realizada dia 02/03/2020 se refere a resíduo com o maior tempo de acumulação durante o mês anterior). Essa constatação

acompanha os valores extremos aferidos para o alumínio dissolvido no lodo da ETA. Apesar disso, a concentração de sulfato de alumínio de outubro – 229,2 mg.L⁻¹, foi apenas 15% maior que a de fevereiro, a saber, 194,5 mg.L⁻¹.

Nota-se também redução no valor do alumínio dissolvido no lodo no mês de fevereiro de 2021 em relação aos meses anteriores. Essa diferença pode ter sido atribuída à mudança da qualidade da água bruta utilizada na ETA Poxim e consequente ajuste na concentração de coagulante utilizada.

A elevação da concentração de alumínio dissolvido no resíduo em relação à água do rio está relacionada ao maior teor de partículas provenientes do corpo hídrico somada à adição de coagulante sulfato de alumínio no tratamento. Segundo Howe *et al.* (2016), a dosagem típica desse coagulante é de 10 a 150 mg.L⁻¹, enquanto que em 2020 o valor médio utilizado na ETA Poxim foi de 219 mg.L⁻¹, concentração mais expressiva que provavelmente se deve à baixa qualidade da água bruta.

Desse modo, a alta concentração de alumínio dissolvido no lodo de ETA, o qual é considerado resíduo sólido (ABNT, 2004), pode ser responsável pela elevação do parâmetro no corpo hídrico, devido a seu lançamento ilegal (BRASIL, 2010) a jusante da captação de água. Além disso, as legislações para lançamento de efluentes não estabelecem valores máximos para este parâmetro inorgânico (BRASIL, 2005; BRASIL, 2011).

6.7 DBO

Os resultados de DBO para água do rio, a montante e a jusante da captação, estão apresentados na Tabela 22. Segundo análise estatística, não foi possível observar diferença significativa entre os diferentes pontos. Desse modo, não há indício de que o despejo de lodo de ETA tenha elevado o teor de matéria orgânica biodegradável no rio Poxim.

Tabela 22 - DBO, em mg.L⁻¹, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

	Montante	Jusante
Fev/2020	60	90
Fev/2021	33	16
Mar/2021	30	11
Média	41	39
Teste de normalidade (p-valor)	0,82	0,80
Teste de pares (p-valor)	0,91	

Fonte: Autora (2021).

Apesar disso, todos os resultados de DBO indicam classificação do corpo hídrico na classe 4 de água doce, a qual não prevê limite máximo, enquanto a classe 3 exige valores menores que 10 mg.L^{-1} (BRASIL, 2005). Assim, esses dados podem ser provenientes da poluição ocasionada pelo lançamento de esgoto doméstico *in natura* no rio, a montante da captação, devido à deficiência de coleta e tratamento de esgotos ilustrada por SNIS (2019), ANA (2020) e SNIS (2020a) na sub-bacia do rio Poxim.

Ademais, esses resultados estão de acordo com o indicado pelos parâmetros cor verdadeira e condutividade elétrica, citados nas seções anteriores, que já sugeriam alta concentração de matéria orgânica no manancial.

Como o ponto de captação é classificado na classe 4 de água doce e ainda assim é utilizado para abastecimento humano, a ETA Poxim aplica carvão ativado e permanganato de potássio durante o tratamento (ANEXO A), que atuam na oxidação da matéria orgânica e redução de odor e sabor na água. De modo que a ETA utiliza cloro como agente de desinfecção, reações químicas entre esse e a matéria orgânica formam subprodutos de desinfecção (HOWE *et al.*, 2016), como trihalometanos e ácidos haloacéticos, que tem seus limites máximos regulados por Brasil (2017). Assim, as características da água do rio Poxim afetam na complexidade do tratamento para atender à qualidade necessária para a água de abastecimento.

6.8 Coliformes totais e termotolerantes

6.8.1 Água do rio

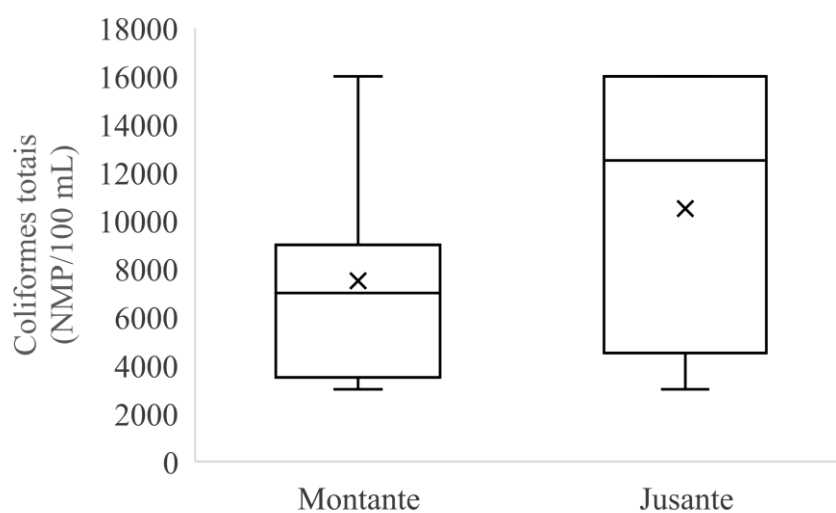
Os resultados obtidos para coliformes totais e termotolerantes nos dois pontos do rio estão apresentados na Tabela 23 e nos gráficos *boxplot* da Figura 21 e da Figura 22. Embora não tenha sido observada diferença significativa entre os valores de coliformes totais para os pontos a jusante e a montante da captação de água da ETA Poxim, os resultados para os coliformes termotolerantes informaram o contrário. Assim, há maior indício de contaminação fecal a jusante da captação.

Tabela 23 - Coliformes totais e termotolerantes em NMP/100 mL, para água do rio, a montante e a jusante da captação.

Amostra	Totais		Termotolerantes	
	Montante	Jusante	Montante	Jusante
Fev/2020	3000	3000	800	3000
Mar/2020	>16000*	>16000*	3000	5000
Out/2020	5000	3000	340	1700
Nov/2020	9000	>16000*	9000	>16000*
Dez/2020	3000	9000	300	1700
Jan/2021	9000	>16000*	9000	>16000*
Teste de normalidade (p-valor)	0,247	0,035	0,030	0,021
Teste de pares (p-valor)	0,294		0,046	

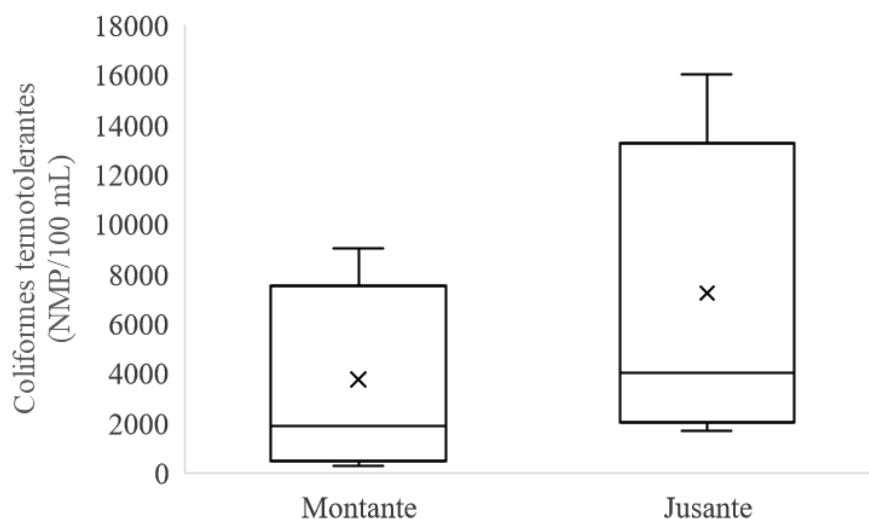
Fonte: Autora (2021). *Considerou-se 16001 NMP/100 mL para cálculo estatístico.

Figura 21 - *Boxplot* dos coliformes totais no rio Poxim, em NMP/100 mL, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Figura 22 - *Boxplot* dos coliformes termotolerantes no rio Poxim, em NMP/100 mL, a montante e a jusante da captação.



Fonte: Autora (2021).

Apesar dos maiores resultados no ponto após a captação, os coliformes termotolerantes em ambos os trechos de coleta classificaram o corpo hídrico na classe 4 de água doce, a qual não prevê limites para o parâmetro. Tendo em vista que Brasil (2005) admite até 2.500 NMP/100 mL para a classe 3 de água doce, esse valor foi superado em 50% e 67% das amostras de montante e de jusante, respectivamente.

Além do lançamento do lodo de ETA no rio Poxim, a deficiência do esgotamento sanitário nos municípios da sub-bacia (SNIS, 2019; ANA, 2020; SNIS, 2020a), bem como sugeriu os resultados do parâmetro DBO, é fator de preocupação para o manancial pois acaba sendo o destino de efluentes sem tratamento. Assim, o rio tende à maior contaminação microbiológica, indicada pelo parâmetro coliformes termotolerantes.

6.8.2 Lodo do decantador

Os valores de coliformes totais e termotolerantes, obtidos para o lodo do decantador, estão ilustrados na Tabela 24.

Tabela 24 - Coliformes totais e termotolerantes para o lodo, em NMP/100mL.

Amostra	Totais	Termotolerantes
Fev/2020	9000	9000
Mar/2020	>16000	250
Out/2020	>16000	>16000
Nov/2020	>16000	>16000
Dez/2020	>16000	>16000
Jan/2021	>16000	>16000

Fonte: Autora (2021).

O limite máximo de 16000 NMP/100 mL foi atingido em 83 e 67% dos resultados obtidos para os coliformes totais e termotolerantes, respectivamente. Assim, é indicado que o lodo de ETA seria melhor avaliado em escala mais ampla, com maior diluição das amostras. Adicionalmente, como o grupo coliformes termotolerantes, de origem fecal, é parte do grupo mais amplo indicado pelos coliformes totais (CETESB, 2018), é esperado que este apresente valores maiores ou iguais ao primeiro.

Apesar disso, Batista (2018) encontrou média de 314 NMP/100 mL para os coliformes termotolerantes do lodo do decantador da ETA Poxim. Desse modo, pode ter ocorrido piora da qualidade da água após três anos, devido à condição ainda precária de saneamento da sub-bacia do rio Poxim.

6.9 Ecotoxicidade

A Tabela 25 traz os valores obtidos para o ICR e o IG das sementes de alface (*Lactuca sativa*) incubadas com lodo de ETA em suas diferentes concentrações; e todos os resultados de germinação e comprimento radicular estão dispostos no Apêndice A. Enquanto isso, a Figura 23 e a Figura 24 ilustram os *boxplots* para o ICR e o IG, respectivamente. De modo geral, foram observados grandes desvios padrão, provavelmente ligados à heterogeneidade do resíduo.

Tabela 25 - ICR e de IG, em porcentagem, para as diferentes concentrações de lodo.

	12,5%		25%		50%		100%	
Amostra	ICR	IG	ICR	IG	ICR	IG	ICR	IG
Out/2020	32 ± 9	20 ± 7	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Nov/2020	73 ± 50	40 ± 35	29 ± 5	24 ± 12	103 ± 24	136 ± 46	80 ± 11	97 ± 36
Dez/2020	58 ± 7	52 ± 2	68 ± 15	78 ± 45	99 ± 5	79 ± 4	88 ± 18	106 ± 22
Jan/2021	97 ± 0	87 ± 14	90 ± 46	90 ± 46	140 ± 29	124 ± 7	73 ± 2	66 ± 8
Fev/2021	138 ± 23	156 ± 89	49 ± 24	36 ± 24	83 ± 79	64 ± 67	101 ± 3	110 ± 40
Média	80 ± 40	71 ± 57	47 ± 35	46 ± 40	85 ± 54	81 ± 55	68 ± 36	76 ± 45

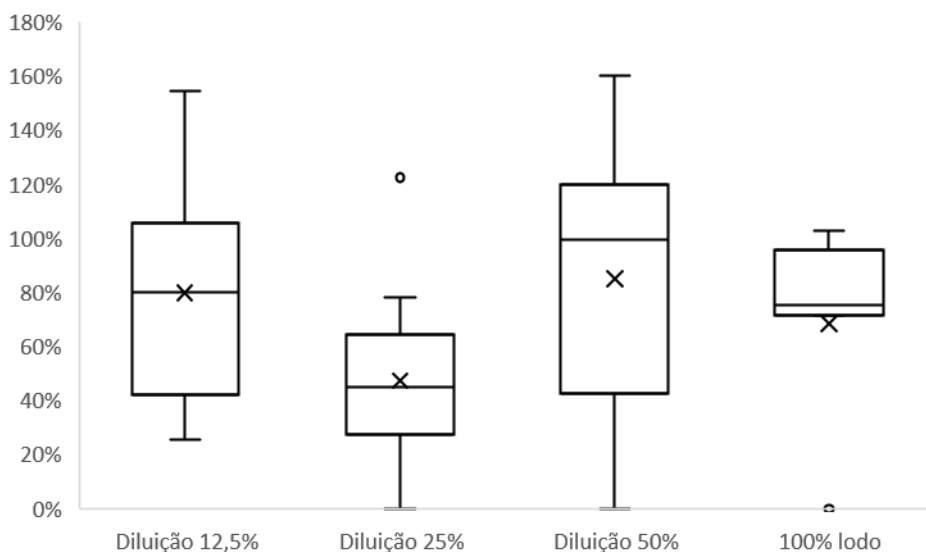
Fonte: Autora (2021).

Observa-se que o mês de outubro apresentou crescimento nulo para concentrações de lodo maiores que 12,5%, possivelmente ocasionado por algum componente tóxico à semente de alface presente amostra de lodo utilizada.

Como visto na seção sobre alumínio dissolvido, em outubro, este metal teve sua concentração mais elevada, a saber, 890 mg.L⁻¹. Enquanto isso, Almeida (2010) aponta concentração máxima de alumínio de 5 mg.L⁻¹, a fim de ser recomendada para água de irrigação. Ademais, Silva e Matos (2016), concluíram que até concentrações de alumínio recomendadas para irrigação podem afetar negativamente a germinação e o crescimento das mudas de *Lactuca sativa* em condições ácidas. E, apesar de o pH do lodo de ETA se manter próximo ao neutro, suas concentrações se apresentam em escala de grandeza muito superior à recomendada.

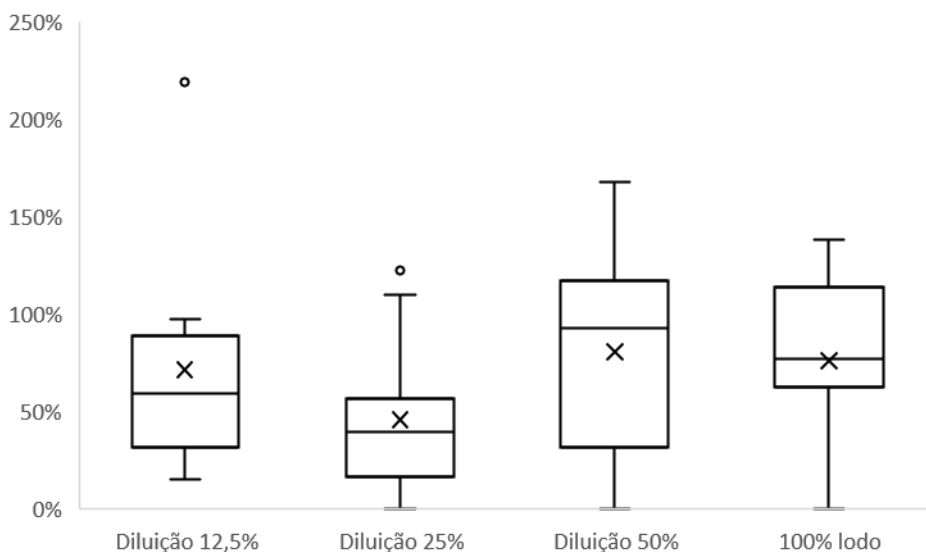
Ao avaliar as médias das diferentes concentrações de lodo, nota-se que apenas a concentração de 50% de lodo apresenta ICR e IG maiores que 80%, ou seja, não sugerem efeitos negativos para as sementes (YOUNG *et al.*, 2012). Nota-se também que, exceto para amostra com 100% de lodo, o ICR apresentou maior média que o IG, apontando que a germinação das raízes é mais crítica que o seu crescimento.

Figura 23 - *Boxplot* dos resultados de ICR para as diferentes concentrações de lodo.



Fonte: Autora (2021).

Figura 24 - *Boxplot* dos resultados de IG para as diferentes concentrações de lodo.



Fonte: Autora (2021).

Ao observar a Figura 23 e a Figura 24, percebe-se variações no intervalo e na amplitude entre quartis nas diversas diluições de lodo. No entanto, ao aplicar teste ANOVA entre os resultados obtiveram-se p-valor de 0,25 e 0,46 para o ICR e para o IG, respectivamente. Logo, estatisticamente não há diferença entre as concentrações.

Quando o teste ANOVA foi realizado sem os dados de outubro de 2020, os quais anularam a germinação das raízes nas concentrações de lodo acima de 12,5%, foi possível verificar diferença significativa apenas para o ICR. O teste Tukey, complementar ao ANOVA,

apontou distinção entre as concentrações com 25 e 50% (Tabela 26), sendo que esta apresentou a maior média de ICR (85%) e aquela a menor (47%).

Tabela 26 - P-valor do Teste Tukey, conforme dados de ICR ao desconsiderar o mês de outubro.

Concentração de lodo	25%	50%	100%
12,5%	0,22	0,80	0,98
25%		0,03	0,39
50%			0,58

Fonte: Autora (2021).

Embora pelo menos metade dos resultados desta pesquisa tenham indicado inibição do crescimento e da germinação da semente de *Lactuca sativa*, o lodo da ETA Poxim estudado por Batista *et al.* (2018) não apresentou ecotoxicidade para o vegetal em nenhuma das concentrações do resíduo. Desse modo, as suas características podem ter mudado ao longo dos anos e ter se tornado mais prejudicial à espécie.

Por fim, além do possível efeito tóxico ao crescimento do vegetal, deve-se atentar à carência de macronutrientes e micronutrientes no resíduo, podendo ser necessário incrementar algum tipo de suplementação no uso agrícola, como a junção do lodo de ETA ao esgoto doméstico. Também é importante avaliar o potencial tóxico aos lençóis freáticos, por conta da percolação no solo, e ao consumidor final – animal ou humano (BOTERO *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.*, 2011; BITTENCOURT *et al.*, 2012; DUBE *et al.*, 2018).

6.10 Sólidos

Os resultados obtidos para os ST, a umidade e os SST estão dispostos na Tabela 27. Enquanto Richter (2017) previu ST característico para lodos de sulfato de alumínio entre 0,1 e 4,0%, nas amostras de outubro e novembro de 2020 obtiveram-se lodos mais concentrados, possivelmente devido ao estágio de lavagem do momento de coleta (Figura 25), que estariam com consistência entre líquida e esponjosa (RICHTER, 2001).

Tabela 27 - ST, umidade e SST para as amostras de lodo.

Amostra	ST (g.L ⁻¹)	ST (%)	Umidade (%)	SST (g.L ⁻¹)	SST/ST (%)
Out/2020	49,0 ± 8,9	5,2 ± 0,9	94,8 ± 0,9	18,5 ± 13,1	36 ± 20
Nov/2020	39,7 ± 1,4	4,1 ± 0,1	95,9 ± 0,1	37,6 ± 2,9	95 ± 4
Dez/2020	13,3 ± 1,3	1,4 ± 0,1	98,6 ± 0,1	13,6 ± 0,1	103 ± 11
Jan/2021	15,2 ± 0,2	1,5 ± 0,0	98,5 ± 0,0	12,1 ± 1,1	80 ± 7
Fev/2021	15,0 ± 0,4	1,5 ± 0,0	98,5 ± 0,0	12,7 ± 2,4	85 ± 13
Média	26,5 ± 16,0	2,7 ± 1,7	97,3 ± 1,7	18,9 ± 11,1	80 ± 25

Fonte: Autora (2021).

Figura 25 - Lodo da ETA Poxim coletado no mês de outubro de 2020.



Fonte: Acervo pessoal.

Angelim (2015), que estudou o lodo de decantador da ETA Piracanjuba, obteve concentração média de ST de 2,8% e 28 g.L^{-1} . Embora tenha similaridade com os resultados deste trabalho, é importante ressaltar que a ETA Piracanjuba apresentava tempo de limpeza médio entre três e cinco meses, muito superior aos 15 dias da ETA Poxim. Assim, esta pode ter sido influenciada por pior qualidade da água bruta.

A média da porcentagem de SST em relação aos ST está dentro do previsto por Richter (2017), entre 75 e 90%, e Barbosa (2000) também encontrou média de 80% na sua ETA de estudo. Apesar disso, devido à heterogeneidade do resíduo, acredita-se que na coleta de outubro tenha se realizado o ensaio com volume de lodo com maior teor de sólidos dissolvidos. Por outro lado, em dezembro os SST excederam os ST, provavelmente também por conta da heterogeneidade da amostra, sendo que dentro do mesmo volume poderia haver diferentes concentrações de sólidos.

A Tabela 28 dispõe os resultados para STF e STV para as amostras de lodo. Enquanto Richter (2017) aponta para valores característicos de STV entre 20 e 35%, os lodos de ETA estudados por Barbosa (2000), Soares (2013) e Angelim (2015) apresentaram valores médios de 25, 19 e 25%, respectivamente. Possivelmente a média de STV de 40% aferida no lodo da ETA Poxim se deve a maior concentração de matéria orgânica devido à poluição da água bruta por esgotos sanitários sem tratamento.

Tabela 28 - STF e STV para as amostras de lodo.

Amostra	STF (g.L⁻¹)	STF (%)*	STV (g.L⁻¹)	STV (%)*
Out/2020	35,6 ± 8,9	72 ± 5	13,4 ± 0,0	28 ± 5
Nov/2020	18,1 ± 15,3	46 ± 40	21,7 ± 16,7	54 ± 40
Dez/2020	8,3 ± 1,8	62 ± 7	5,1 ± 0,5	38 ± 7
Jan/2021	9,5 ± 0,6	63 ± 4	5,7 ± 0,7	37 ± 4
Fev/2021	8,2	56	6,5	44
Média	16,8 ± 12,3	60 ± 16	10,9 ± 8,6	40 ± 16

Fonte: Autora (2021). *Porcentagem em relação aos sólidos totais.

De modo semelhante, os resultados de SSV para os lodos de ETA estudados por Barbosa (2000), Scalize (2003) e Soares (2013) foram de 22, 20 e 18%, respectivamente. Na Tabela 29 observa-se cerca de o dobro do parâmetro SSV, em porcentagem, para o lodo da ETA Poxim. Assim, sugere-se alta concentração de matéria orgânica no resíduo.

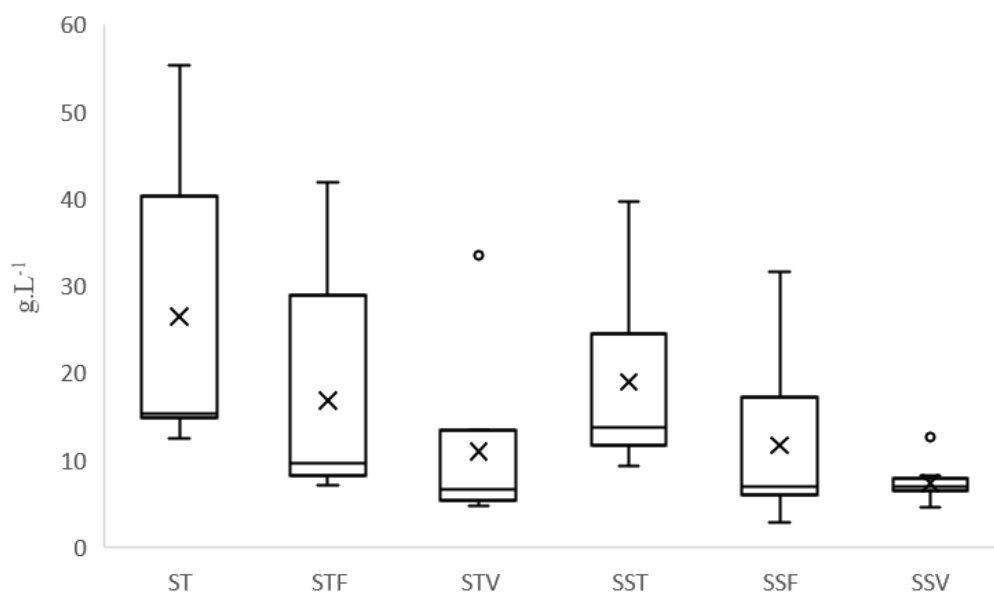
Tabela 29 - SSF e SSV para as amostras de lodo.

Amostra	SSF (g.L⁻¹)	SSF (%)*	SSV (g.L⁻¹)	SSV (%)*
Out/2020	11,5 ± 12,2	51 ± 30	7,1 ± 0,9	49 ± 30
Nov/2020	27,3 ± 6,1	72 ± 11	10,3 ± 3,3	28 ± 11
Dez/2020	13,6 ± 1,0	58 ± 8	5,7 ± 1,1	42 ± 8
Jan/2021	12,1 ± 0,5	53 ± 9	5,8 ± 1,7	47 ± 9
Fev/2021	12,7 ± 1,4	40 ± 3	7,5 ± 1,0	60 ± 3
Média	11,6 ± 9,7	55 ± 16	7,3 ± 2,2	45 ± 16

Fonte: Autora (2021). *Porcentagem em relação aos sólidos suspensos.

Apesar disso, o *boxplot* ilustrado na Figura 26 informa visualmente que a maior parcela de sólidos no lodo da ETA Poxim é inorgânica, representada pelos STF e SSF, os quais não passam para o estado gasoso a temperatura média de 500 °C. Ainda assim, a heterogeneidade do resíduo traz *outliers* elevados para os sólidos voláteis, tanto totais quanto suspensos.

Figura 26 - *Boxplot* dos resultados de ST, STF, STV, SST, SSF e SSV, em g.L^{-1} , do lodo da ETA Poxim.



Fonte: Autora (2021).

6.11 Gestão de lodo da ETA Poxim

Segundo Brasil (2010), a prioridade para a gestão de resíduos sólidos, tais como o lodo de ETA, segue a seguinte ordem: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada em aterros sanitários. Além disso, proíbe o lançamento de resíduos em corpos d'água.

Em desacordo à legislação, a ETA Poxim não faz gerenciamento do resíduo gerado e o lança no próprio manancial, a jusante da captação. Além disso, como abordado nas seções anteriores, o lodo de ETA pode ter sido responsável pela alteração da qualidade da água do manancial, a jusante da captação, para os parâmetros cor aparente, turbidez, alumínio dissolvido e coliformes termotolerantes. Promovendo assim, como definido por Brasil (1986), impacto ambiental negativo.

Na intenção de reverter essa situação, não gerar o resíduo seria tecnicamente inviável devido à necessidade de abastecimento de água potável para a população. No entanto, como apontado por Santos (2020), a qualidade da água bruta utilizada no tratamento interfere no volume de lodo gerado, por conta da quantidade de sólidos a serem removidos e da adição de produtos químicos necessários para potabilizar a água. Desse modo, a redução da geração do resíduo pode ocorrer com a captação de água de boa qualidade e, para isso, é fundamental a preservação do manancial.

Sabendo das significativas concentrações de coagulante utilizadas na ETA Poxim, a recuperação e o reuso desse produto químico poderia ser vantajosa em termos econômicos e ambientais, de modo que tem baixo custo, reduz o volume do lodo, as despesas com disposição final e a concentração de alumínio no resíduo. Além disso, com concentrações de sólidos acima de 2%, poderia ser dispensada a fase de espessamento, reduzindo ainda mais o custo do processo (LIBÂNIO, 2010; AHMAD; AHMAD; ALAM, 2016).

Por outro lado, o alto teor de alumínio lodo estudado pode inviabilizar seu uso agrícola, pois pode ser tóxico à planta de cultivo e ao seu consumidor final, além da possibilidade de contaminação do lençol freático (BOTERO *et al.*, 2009; MOREIRA *et al.*, 2011; BITTENCOURT *et al.*, 2012; DUBE *et al.*, 2018). Assim, esse tipo de aproveitamento deve se limitar a culturas resistentes a altas concentrações do metal, com avaliação de efeitos tóxicos a terceiros e de poluição de águas.

Pode-se analisar também a possibilidade de aproveitamento do lodo em peças cerâmicas e em concretos não estruturais. De modo geral, esse resíduo diminui a resistência e aumenta a absorção de água do material, no entanto, seu uso pode ser bem sucedido em determinada proporção de argila, areia ou cimento, a qual pode ser determinada em ensaios de laboratório (HOPPEN *et al.*, 2005; TEIXEIRA *et al.*, 2006; KIZINIEVIC *et al.*, 2013; BENLALLA *et al.*, 2015; TAFAREL *et al.*, 2016; RAMIREZ *et al.*, 2017; FERNANDEZ *et al.*, 2018). Como o lodo estudado tem teor de sólidos voláteis acima do previsto pela literatura (RICHTER, 2017), esse pode ser um fator ainda mais limitador para o seu uso no segmento de cerâmicas e concretos.

Caso o reaproveitamento e a reciclagem não sejam possíveis, pode-se estudar a viabilidade de tratar o lodo da ETA Poxim em ETE da região. Ferreira Filho *et al.* (2018) e Marguti, Ferreira Filho e Piveli (2018) obtiveram resultados positivos em estudos com aplicação de lodo de ETA em ETEs brasileiras com sistemas de lagoas de estabilização e de lodos ativados. Como apontado pelos autores, deve-se observar a interferência do lodo de ETA nas condições hidráulicas da ETE, a eficiência de remoção de poluentes, a qualidade do efluente final, a concentração do metal coagulante utilizado na ETA e a produção e características do lodo da ETE.

Por fim, é possível recorrer ao processo tradicional, embora ainda pouco empregado no Brasil, de tratamento de lodo de ETA, em estação específica para esta finalidade, e destinação final ambientalmente adequada em aterro sanitário. O principal objetivo do tratamento é reduzir o volume de água do resíduo, de modo a facilitar o manuseio e o custo com transportes. Assim,

é composto pelas etapas de condicionamento, adensamento e desaguamento. Caso se verifique necessidade de aumentar o volume de sólidos para mais de 30% ou reduzir risco sanitário, é possível acrescentar etapas de secagem e incineração (DI BERNARDO, DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).

Assim, todas as possibilidades devem ser avaliadas sob as óticas ambiental, técnica e econômica, para que se possa decidir qual a melhor solução para a destinação lodo da ETA de estudo.

7 CONCLUSÃO

Com este estudo, observou-se que o despejo irregular do lodo da ETA Poxim pode ter impactado negativamente a qualidade da água do rio Poxim, a jusante da captação, para os parâmetros cor aparente, turbidez, alumínio dissolvido e coliformes termotolerantes. Os dois primeiros relacionam-se com a grande quantidade de sólidos no resíduo, sendo que cerca de 80% desses são suspensos. Já a elevação do alumínio dissolvido é atribuída à alta dosagem do coagulante sulfato de alumínio no tratamento da água, o qual também pode ter contribuído para efeitos tóxicos do lodo nas sementes de alface. Enquanto isso, o aumento dos coliformes termotolerantes no manancial pode ter ocorrido devido à alta concentração do patógeno no resíduo estudado.

Por sua vez, a caracterização da água do rio Poxim, conforme a Resolução nº 357 do CONAMA, indicou que o manancial, tanto a montante quanto a jusante da captação, está classificado na classe 4 de água doce, a qual não é recomendada para abastecimento humano. Os parâmetros que atingiram esse patamar de qualidade da água foram a cor verdadeira, a DBO e os coliformes termotolerantes, os quais denunciam a deficiência do saneamento básico na sub-bacia do rio Poxim, principalmente no tocante ao esgotamento sanitário. No entanto, o enquadramento previsto para esse trecho do rio Poxim é na classe 2 de água doce.

Para o alumínio dissolvido o manancial esteve na classe 1 e na classe 3 de água doce para montante e jusante da captação, respectivamente. Por fim, apesar do aumento da turbidez em termos numéricos, o corpo hídrico se classifica na classe 1 de água doce em ambos os pontos de coleta.

Quanto ao pH, observou-se que todas as amostras do rio atendiam à faixa prevista pela legislação, a saber, entre 6 e 9. Além disso, o pH do lodo não se mostrou estatisticamente diferente do encontrado para o rio. De mesmo modo, o parâmetro temperatura também não se alterou ao longo do curso d'água e na formação do resíduo, sendo esses compatíveis com a temperatura atmosférica da região.

No que diz respeito à condutividade elétrica, apesar de não ser parâmetro de classificação de corpos hídricos, os resultados puderam ser utilizados para ratificar a literatura quanto à salinidade da água – considerada doce em ambos os pontos de coleta. Enquanto isso, houve aumento de cerca de duas vezes na condutividade do lodo em relação a do rio, podendo ter ocorrido devido à maior concentração iônica promovida pelos sais de alumínio e matéria orgânica dissolvida.

Para os parâmetros cor aparente, turbidez e alumínio dissolvido o lodo apresentou grande variabilidade e resultados médios superiores aos da água bruta na ordem de 450, 500 e 15.000 vezes, respectivamente, demonstrando a distinção de suas características em relação as da água do rio e o seu potencial poluidor.

Ao analisar os efeitos tóxicos do lodo da ETA Poxim nas sementes de alface (*Lactuca sativa*), apenas a diluição de 50% de resíduo não apresentou efeitos significativos para o crescimento e a germinação das raízes. Enquanto isso, as demais concentrações resultaram em efeitos negativos para pelo menos um dos critérios de avaliação. Esse fato pode ser associado ao possível efeito tóxico das altas concentrações de alumínio no resíduo. Desse modo, o seu aproveitamento no uso agrícola será recomendado em plantas que suportem altas concentrações do metal, desde que ainda sejam avaliados efeitos tóxicos ao consumidor final e possível contaminação de lençol freático.

Quanto aos sólidos do lodo estudado, obteve-se parcela média de 3% de sólidos totais e, desses, 80% de sólidos suspensos, compatível com faixa esperada pela literatura. Além disso, a porção de sólidos fixos, correspondente às partículas inorgânicas, foi maior que a de sólidos voláteis. Ainda assim, estes tiveram maior expressividade que os valores típicos da literatura, sugerindo concentração de matéria orgânica acima da média.

Por fim, com esta pesquisa, nota-se que o lodo da ETA Poxim tem grande potencial de causar impactos ambientais negativos no corpo hídrico e é fundamental que se faça o tratamento e a disposição final adequados. Alternativas de aproveitamento e reciclagem tais como recuperação de coagulante, uso agrícola e aplicação em peças cerâmicas podem ser estudadas para o lodo em questão, de modo a otimizar a utilização de recursos. Caso não sejam possíveis, pode-se avaliar a possibilidade de tratar o lodo de ETA junto a esgotos sanitários em ETE da região. Ademais, enquanto não for viável soluções com maior aproveitamento do resíduo, deve-se tratá-lo em estação de tratamento específica e encaminhá-lo para destinação em aterro sanitário.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, M.; ADIL, M.; EHTISHAM-UL-HAQUE, S.; MUNIR, B.; YAMEEN, M.; GHAFAR, A.; SHAR, G. A.; TAHIR, M. A.; IQBAL, M. *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. **Science of The Total Environment**, v. 626, p. 1295-1309, 2018.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004: Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2004.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 12.216: Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público**. Rio de Janeiro, 1992.
- ACHON, C. L.; CORDEIRO, J. S. Destinação e disposição final de lodo gerado em ETA – Lei 12.305/2010. In: XIX Exposição de Experiências Municipais em Saneamento, 2015, Poços de Caldas. **Anais [...]**. Poços de Caldas: ASSEMAE, p. 1-8, 2015.
- ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS. **RT3 - Diagnóstico**: Enquadramento dos corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Sergipe, no estado de Sergipe. 2018. 267 p.
- ÁGUA & SOLO; ENGEPLUS. **RT7 – Relatório do programa para efetivação do enquadramento**: Enquadramento dos corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Sergipe, no estado de Sergipe. 2019. 104 p.
- AHMAD, T.; AHMAD, K.; ALAM, M. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. **Journal of Cleaner Production**, v. 124, p. 1-13, jun. 2016.
- ALMEIDA, O. A. de. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.
- ALVES, J. do P. H.; GARCIA, C. A. B. AGUIAR NETTO, A. de O. FERREIRA, R. A.; SANTOS, D. B.; BEZERRA, D. S. S.; BARBOSA, C. D. do E. S.; COSTA, A. S. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Rio Poxim: qualidade da água e suas variações sazonais. São Paulo, 2007.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgotos**: Despoluição de Bacias Hidrográficas. 2020. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos>. Acesso em: 12 jul. 2020.
- ANGELIM, S. C. M. **Estudo em escala real de disposição de resíduo de decantador de ETA em lagoa de estabilização de esgoto**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2015. 134 p.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23 ed. 2017. 1600 p.
- BANET, T.; MASSEY, M. S.; ZOHAR, I.; LITAOR, M. I.; IPPOLITO, J. A. Assessing modified aluminium-based water treatment residuals as a plant-avaliable phosphorus source. **Chemosphere**, v. 247, 2020.

BARBOSA, R. M. **Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos.** 2000. 222 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BATISTA, I. F. **Caracterização do lodo gerado na Estação de Tratamento de Água ETA Poxim:** física, química, microbiana e ecotoxicidade. 2018. 53 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

BATISTA, I. F.; NILIN, J.; MICHELAN, D. C. de G. S.; BATISTA, D. F. Análise da germinação e crescimento radicular de sementes de alface expostas ao lodo de ETA (Rio Poxim, Sergipe). In: XV Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia, 2018, Aracaju. **Anais [...]**. Aracaju: SBE, 2018. p. 776-777.

BENLALLA, A.; ELMOUSSAOUITI, M.; DAHHOU, M.; ASSAFI, M. Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics bricks. **Applied Clay Science**, v. 118, p. 171-177, 2015.

BILINOVA, I.; KANARBIK, L.; IRHA, N.; KAHRU, A. Ecotoxicity of nanosized magnetite to crustacean *Daphnia magna* and duckweed *Lemna minor*. **Hydrobiologia**, v. 798, p. 141-149, 2017.

BITTENCOURT, S.; SERRAT, B. M.; AISSE, M. M.; MARIN, L. M. K. de S.; SIMÃO, C. C. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 17, p. 315-324, 2012.

BOTERO, W. G.; SANTOS, A. dos; OLIVEIRA, L. C.; ROCHA, J. C. Caracterização de lodo gerado em Estações de Tratamento de água: perspectivas de aplicação agrícola. **Química Nova**, v. 32, p. 2018-2022, 2009.

BRASIL. **Resolução nº. 001, de 23 de janeiro de 1986.** Critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental. Diário Oficial da União. Brasília, 1986.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 1997.

BRASIL. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005.** Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005.

BRASIL. **Resolução nº. 91, de 05 de novembro de 2008.** Procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais e subterrâneas. 2008.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010.

BRASIL. **Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011.** Condições e padrões de lançamento de efluentes. 2011.

BRASIL. **Fundação Nacional de Saúde:** Manual prático de análise de água. 4 ed. Brasília: Funasa, 2013. 150 p.

BRASIL. **Fundação Nacional de Saúde:** Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS. Brasília: Funasa, 2014. 112 p.

BRASIL. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro 2017.** Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Brasília, 2017.

CARVALHO, E. H. de. **Disposição de resíduos gerados nas estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto com decantação primária.** Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2000. 225 p.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de informação toxicológica:** alumínio. São Paulo: 2017. 3 p.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* – Determinação pela técnica dos tubos múltiplos.** 5 ed. São Paulo: 2018. 29 p.

CHAVES, M. de M.; RUVOLO-TAKASUSUKI, M. C. C. *Hydra* (Cnidaria, Hydrozoa) como modelo em estudos de ecotoxicidade: Revisão. **Pubvet**, v. 12, p. 1-8, 2018.

DESO – COMPANHIA DE SANEAMENTO DE SERGIPE. **Distribuição de água.** 2020. Disponível em: <https://www.deso-se.com.br/v2/index.php/agua/distribuicao-de-agua>. Acesso em: 12 jul. 2020.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2 ed. São Carlos: RiMa, 2005. v. 2. 792 p.

DI BERNARDO, L.; SABOGAL PAZ, L. P. **Seleção de Tecnologia de Tratamento de Água.** São Carlos: LDB, 2008. v. 2. 682 p.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. DI B.; VOLTAN, P. E. N. **Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água.** São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.

DUBE, S. MUCHAONYERWA, P. MAPANDA, F. HUGHES, J. Effects of sludge water from a water treatment works on soil properties and the yield and elemental uptake of *Brachiaria decubens* and lucerne (*Medicago sativa*). **Agricultural Water Management**, v. 208, p. 335-343, 2018.

FARIAS, M. C. V. **Sub-bacia hidrográfica do rio Poxim:** transformação da paisagem (1970-2010). Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão, 2011. 258 p.

FÉRARD, J.-F. Ecotoxicology: Historical Overview and Perspectives. **Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology**, 2013.

FERNANDEZ, L. P.; MIKOWSKI, P. C. B.; MACIOSKI, G.; NAGALLI, A.; FREIRE, F. B. Avaliação da incorporação do lodo de Estação de Tratamento de Água em peças de concreto intertravado. **Matéria**, Rio de Janeiro, v. 23, 2018.

FERREIRA, R. A.; AGUIAR NETTO, A. de O.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS, B. L.; MATOS, E. L. de. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 35, n. 2, p. 265-277, 2011.

FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P.; CUTOLO, S. A.; OLIVEIRA, A. A. Water treatment plant sludge disposal into stabilization ponds. **Water Science & Technology**, v. 67, p. 1017 – 1025, 2013.

IORE, F. A.; RODGHER, S.; ITO, C. Y. K.; BARDINI, V. S. dos S.; KLINSKY, L. M. G. Quality of surface water and generation of sludge at water treatment plants. **Ambiente & Água**, v. 15, 2020.

GASTALDINI, A. L. G.; HENGGEN, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; AMARAL, F. D. do.; ANTOLINI, M. B.; COLETTI, T. The use of water treatment plant sludge ash as mineral addition. **Construction and Building Materials**, v. 94, p. 513-520, 2015.

GOMES JUNIOR, G. R.; SOUZA, I. T. B. de; MENDONÇA, L. C.; ALMEIDA, J. O.; SANTOS, D. C. de G. Características dos lodos gerados em estação de tratamento de água (ETA). In: XVII SILUBESA – SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES, 2016.

GOOGLE EARTH. **Estação de tratamento de água Poxim – DESO**. 2019. Disponível em: <https://earth.google.com/web/search/eta+poxim/@-10.9206895,-37.0948514,30.47353314a,5605.96345075d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCf9WeJX81SXAETHchQXV2iXAGcYFhCY6i0LAIVoCTN2ZjULA>. Acesso em: 20 jul. 2019.

GRYCZAK, M.; KILIPPER, J. T.; COSTA, P. D. de; MACCARI, A. Sementes de *Lactuca sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil. **Revista Tecnologia e Ambiente**, v. 24, p. 233-242, 2018.

HAGEMANN, S. E.; GASTALDINI, A. L. G.; COCCO, M.; JAHN, S. L.; TERRA, L. M. Synergic effects of the substitution of Portland cement for water treatment plant sludge ash and ground limestone: Technical and economical evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 214, p. 916-926, 2019.

HE, H.; LI, Y.; HE, L. F. Aluminum toxicity and tolerance in Solanaceae plants. **South African Journal of Botany**, v. 123, p. 23-29, jul. 2019.

HOPPEN, C. *et al.* Co-disposição de lodo centrifugado de Estação de Tratamento de Água (ETA) em matriz de concreto: método alternativo de preservação ambiental. **Cerâmica**, v. 51, p. 85-95, 2005.

HOWE, K. J.; HAND, D. W.; CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; TCHOBANOGLOUS, G. **Princípios de tratamento de água**. São Paulo: Cengage, 2016. 624 p.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2010. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1755>. Acesso em: 31 mai. 2020.

INMET. **Temperatura máxima média mensal no período de 01/01/2010 a 31/12/2019**. 2020a. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/gera_serie_txt_mensal.php?&mRelEstacao=83096&btnProcesso=serie&mRelDtInicio=01/01/2010&mRelDtFim=31/12/2019&mAtributos=,,,,,,,,,1,,,,. Acesso em: 12 jul. 2020.

INMET. **Temperatura mínima média mensal no período de 01/01/2010 a 31/12/2019**. 2020b. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/gera_serie_txt_mensal.php?&mRelEstacao=83096&btnProcesso=serie&mRelDtInicio=01/01/2010&mRelDtFim=31/12/2019&mAtributos=,,,,,,,,,1,,. Acesso em: 12 jul. 2020.

KAWAHARA, M.; KATO-NEGISHI, M. Link between Aluminum and the Pathogenesis of Alzheimer's Disease: The Integration of the Aluminum and Amyloid Cascade Hypotheses. **International Journal of Alzheimer's Disease**, v. 2011, 2011.

KIZINIEVIC, O.; ZURAUSKIENE, R.; KIZINIEVIC, V.; ZURAUSKAS, R. Utilisation of sludge waste from water treatment for ceramic products. **Construction and Building Materials**, v. 41, p. 464-473, 2013.

LI, W. C.; ZHAO, Y. Q. Phosphorus immobilisation in Al-drinking water treatment sludge (Al-DWTS) and soil under laboratory conditions. **International Journal of Environmental Studies**, v. 67, p. 747-762, 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamento de qualidade e tratamento de água**. 3ª edição. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 494 p.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. Full-scale effects of addition of sludge from water treatment stations into processes of sewage treatment by conventional activated sludge. **Journal of Environmental Management**, v. 215, p. 283-293, 2018.

MOREIRA, V. T. G.; PAIVA, G. S.; SOARES, A. F. S. Lodo de estação de tratamento de água (LETA): resíduo ou insumo?. **Revista Petra**, v. 3, n. 1, p. 17-37, 2017.

MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R.; NUNES, S. A.; PINHEIRO, L. de A.; NASCIMENTO, C. T. C. do; SILVA, D. R. de.; LIRA, C. de P. Geochemical and Geophysical Study in a Degraded Area Used for Disposal of Sludge from a Water Treatment Plant. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, 2011.

NIKINMAA, M. An Introduction to Aquatic Toxicology. **Academic Press**: 2014. 252 p.

OLIVEIRA, I. Y. Q. de.; RONDON, O. C. Diagnóstico da gestão de lodo de estação de tratamento de água em Mato Grosso do Sul. **Interações**, v. 17, n. 4, p. 687-698, 2016.

PAAIJMANS, K. P.; TAKKEN, W.; GITHEKO, A. K.; JACOBS, A. F. G. The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*. **International Journal of Biometeorology**, v. 52, p. 747-753, 2008.

PANIAGO, G. G.; SAMPAIO, S. C.; ROSA, D. M.; TESSARO, D.; MALDANER, P. A.; MODEL, K. J.; CORRÊA, M. M.; REMOR, M. B. Ecotoxicidade da água residual de suinocultura usando minhocas *Eisenia andrei* como bioindicador. **Revista de Ciências Agrárias**, Lisboa, v. 39, 2016.

PÁDUA, V. L. de. Introdução ao tratamento de água. In: HELLER; L. PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006. 859 p.

PÁDUA, V. L.; FERREIRA, A. C. S. Qualidade da água para consumo humano. In: HELLER; L. PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006. 859 p.

PERALES, E.; GARCÍA, J. I.; PIRES, E.; ALDEA, L.; LOMBA, L.; GINER, B. Ecotoxicity and QSAR studies of glycerol ethers in *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 183, p. 277-285, 2017.

PHILIPPI JR, A.; MARTINS, G. Águas de abastecimento. In: PHILIPPI JR, A. **Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável**. Barueri, SP: Manole, 2005.

RAMIREZ, K.; POSSAN, E; DEZEN, B. G. dos S.; COLOMBO, M. Potential uses of waste sludge in concrete production. **Management of Environmental Quality**, v. 28, 2017.

REALI, M. A. P. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 240 p.

RICHTER, C. A. **Tratamento de lodos de estações de tratamento de água**. 1 ed. São Paulo: Blucher, 2001. 102 p.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento**. 5 ed. São Paulo: Blucher, 2017. 340 p.

RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F. Influência da incorporação de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades tecnológicas de tijolos solo-cimento. **Cerâmica**, v. 59, p. 551-556, 2013.

ROSALINO, M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. 2011. 84 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente, Perfil Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.

SALES, A.; SOUZA, F. R. de; ALMEIDA, F. do C. R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction and Building Materials**, v. 25, p. 2793-2798, 2011.

SANTOS, G. Z. B.; MELO FILHO, J. A.; MANZATO, L. Proposta de uma cerâmica obtida por meio de geopolimerização de lodo de ETA calcinado. **Cerâmica**, v. 64, p. 276-283, 2018.

SANTOS, L. L. da S.; MENDONÇA, L. C.; MICHELAN, D. C. de G. S.; ALMEIDA, J. O. Estimativa da geração de lodo da ETA Poxim - SE. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2015.

SANTOS, L. A. R. dos. **Comparação de métodos estimativos da produção de lodo em duas ETAs**. 2020. 29 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

SCALIZE, P. S. **Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgoto**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003. 171 p.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – SEPLANTEC. Superintendência de Recursos Hídricos – SRH. **Gestão participativa das águas de Sergipe**. Aracaju, 2002. 72 p.

SILVA, P. MATOS, M. Assessment of the impact of Aluminum on germination, early growth and free proline content in *Lactuca sativa* L. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 151-156, 2016.

SILVEIRA, A. D. dos S. da; OKUMURA, M. L. H. da S.; YAMAGUCHI, N. U. Avaliação Preliminar da Qualidade da Águas do Ribeirão Morangueiro por Descarte Irregular de Lodo de Estação de Tratamento de Água. **Anuário do Instituto de Geociências**, v. 44, 2021.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. 2019. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2018>. Acesso em: 26 mai. 2021.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019**. 2020a. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-agua-e-esgotos/diagnostico-dos-servicos-de-agua-e-esgotos-2019>. Acesso em: 26 mai. 2021.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019**. Brasília: SNS/MDR, 2020b. 244 p.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **4º Diagnóstico de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais Urbanas – 2019**. Brasília: SNS/MDR, 2020c. 185 p.

SOARES, L. A. **Utilização de resíduo de ETA no tratamento de efluente de lagoas de estabilização**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2013. 163 p.

TAFAREL, N. F.; MACIOSKI, G.; CARVALHO, K. Q. de; NAGALLI, A.; FREITAS, D. C. de; PASSIG, F. H. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. **Matéria**, Rio de Janeiro, v. 21, p. 974-986, 2016.

TAM, N. F. Y.; TIQUIA, S. Assessing toxicity of spent pig litter using a seed germination technique. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 11, p. 261-274, 1994.

TEIXEIRA, S. R.; SOUZA, S. A. de; SOUZA, N. R. de; ALÉSSIO, P.; SANTOS, G. T. A. Efeito da adição de lodo de estação de tratamento de água (ETA) nas propriedades de material cerâmico estrutural. **Cerâmica**, v. 52, p. 215-220, 2006.

TEIXEIRA, S. T.; MELO, W. J. de; SILVA, E. T. Plant nutrients in a degraded soil treated with water treatment sludge and cultivated with grasses and leguminous plants. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 39, p. 1348-1354, 2007.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Ecological Effects Test Guidelines OPPTS 850.4200 Seed Germination/Root Elongation Toxicity Test**. EPA 712-C-96-154. Washington DC, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3 ed. Belo Horizonte: DESA/UFGM, 2005. v. 1, 452 p.

WANG, Z.; WEI, X.; YANG, J.; SUO, J.; CHEN, J.; LIU, X. Chronic exposure to aluminum and risk of Alzheimer's disease: A meta-analysis. **Neuroscience Letters**, v. 610, p. 200-206, 2016.

YOUNG, B. J.; RIERA, N. I.; BEILY, M. E.; BRES, P. A.; CRESPO, D. C.; RONCO, A. E. Toxicity of the effluent from an anaerobic bioreactor treating cereal residues on *Lactuca sativa*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 76, p. 182-186, 2012.

ZARA, R.; THOMAZINI, M. H.; LENZ, G. F. Estudo da eficiência de polímero natural extraído do cacto Mandacaru (*Cereus jamacaru*) como auxiliar nos processos de coagulação e floculação no tratamento de água. **Revista de Estudos Ambientais**, v. 14, n. 2 esp, p. 75-83, 2012.

APÊNDICE A – Resultados do teste de ecotoxicidade

Data	27/10/2020		24/11/2020		09/12/2020		19/01/2021		09/02/2021	
Duplicata	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
Raiz germinada	Comprimento da radícula (mm) - Diluição 12,5%									
1	6,64	9,97	24,30	10,05	27,89	7,16	24,38	27,10	37,36	63,77
2	15,24	8,41	30,00	11,24	23,24	7,35	42,10	40,02	43,40	48,95
3		5,55	38,16		10,68	12,40	28,59	15,91	38,46	19,11
4		5,44			9,85	28,24	32,53	27,41	35,39	
5		6,66				19,95	10,54		49,39	
6									43,27	
7									33,63	
8									18,95	
9									11,60	
Média	10,94	7,21	30,82	10,65	17,92	15,02	27,63	27,61	34,61	43,94
ICR	39%	25%	108%	37%	63%	53%	97%	97%	122%	155%
ICR médio	32%		73%		58%		97%		138%	
ICR desvio padrão	9%		50%		7%		0%		23%	
IG	15%	25%	65%	15%	50%	53%	97%	78%	219%	93%
IG médio	20%		40%		52%		87%		156%	
IG desvio padrão	7%		35%		2%		14%		89%	
	Comprimento da radícula (mm) - Diluição 25,0%									
1			7,44	8,43	5,83	20,00	23,10	37,93	20,40	9,88
2			7,82	5,54	21,73	20,95	15,60	25,86	15,48	12,85
3			6,54	6,51	31,29	32,97	25,82	34,08	23,35	5,12
4				13,82	6,50	21,37	12,40	39,74	16,09	
5				11,20		42,73	5,46	36,36		
6						10,82				

7						6,80				
Média	-	-	7,27	9,10	16,34	22,23	16,48	34,79	18,83	9,28
ICR	-	-	26%	32%	58%	78%	58%	122%	66%	33%
ICR médio	-		29%		68%		90%		49%	
ICR desvio padrão	0%		5%		15%		46%		24%	
IG	-	-	15%	32%	46%	110%	58%	122%	53%	20%
IG médio	-		24%		78%		90%		36%	
IG desvio padrão	0%		12%		45%		46%		24%	
Comprimento da radícula (mm) - Diluição 50,0%										
1			36,17	23,41	31,95	17,27	46,13	41,23	62,65	6,41
2			50,37	9,98	23,13	53,27	55,33	22,06	22,38	7,30
3			20,70	17,25	35,38	24,22	46,65	36,79	31,54	9,89
4			51,67	24,50	26,16	14,21	33,95	27,19	41,63	
5			17,44	46,78				41,55		
6			37,20	24,98						
7			25,18							
Média	-	-	34,10	24,48	29,16	27,24	45,52	33,76	39,55	7,87
ICR	-	-	120%	86%	103%	96%	160%	119%	139%	28%
ICR médio	-		103%		99%		140%		83%	
ICR desvio padrão	0%		24%		5%		29%		79%	
IG	-	-	168%	103%	82%	77%	128%	119%	111%	17%
IG médio	-		136%		79%		124%		64%	
IG desvio padrão	0%		46%		4%		7%		67%	
Comprimento da radícula (mm) - 100,0% lodo										
1			26,33	25,55	14,12	54,69	21,04	13,05	49,48	59,64
2			44,09	24,15	20,98	43,16	23,22	27,24	33,69	26,55
3			5,29	30,64	28,56	18,60	12,46	24,97	18,42	18,39

4			14,93	14,59	20,00	29,90	24,23	19,39	15,03	51,80
5			39,41	6,65	23,11	15,94	20,61			14,05
6			19,34		22,20	9,95				18,33
7			24,78							7,32
Média	-	-	24,88	20,32	21,50	28,71	20,31	21,16	29,16	28,01
ICR	-	-	0,88	0,72	0,76	1,01	0,71	0,74	1,03	0,99
ICR médio	-		80%		88%		73%		101%	
ICR desvio padrão	0%		11%		18%		2%		3%	
IG	-	-	123%	72%	91%	121%	71%	60%	82%	138%
IG médio	-		97%		106%		66%		110%	
IG desvio padrão	0%		36%		22%		8%		40%	

ANEXO A – Dados da ETA Poxim fornecidos pela DESO, referentes ao ano de 2020

	jan/20	fev/20	mar/20	abr/20	mai/20	jun/20	jul/20	ago/20	set/20	out/20	nov/20	dez/20
Capacidade (m³.h⁻¹)	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620	1620
Funcionamento (h)	744	696	744	744	744	744	744	744	731	744	714	744
Vazão produzida (m³.h⁻¹)	1895	1984	1932	1960	1810	1844	1823	1856	1864	1867	1819	1848
Coagulante (kg)	267073	268618	243768	401614	331640	262123	313282	316133	313098	318480	283098	308511
Coagulante (mg.L⁻¹)	189,4	194,5	169,6	275,4	246,2	191,1	230,9	228,9	229,8	229,2	218,0	224,4
Cal hidratada (kg)	56004	72159	77351	121131	91818	86129	94216	74549	73247	58782	45034	45791
Cloro (kg)	13717	13245	13786	13267	14152	13587	13905	13925	13435	13968	13237	13744
Permanganato de potássio (kg)	675	1247	902	1404	701	726	725	773	649	1027	1354	300
Ácido fluossilícico (kg)	4827	4692	4473	4374	4864	5036	4780	4998	3169	4198	4481	4827
Carvão ativado (kg)	8673	9697	11467	12836	12858	10870	9720	10741	12208	8938	11530	6914
Polímero catiônico (kg)	840	632	792	1666	2437	720	1411	1824	1920	1723	2008	1632
Turbidez média (NTU)	8,1	10,2	8,3	20,2	28,4	13,6	13,9	12,6	11,0	8,6	8,3	8,1
Cor média (uH)	99,6	124,3	104,7	133,5	160,7	119,6	126,9	115,1	113,8	63,3	59,0	58,4

Fonte: Registros operacionais da DESO.