

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO OPERACIONAL E
POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASÍLIA SUL
(DF)**

GABRIEL VIDAL CARVALHO ANTERO

ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL II**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2020

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO OPERACIONAL E
POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASÍLIA SUL

GABRIEL VIDAL CARVALHO ANTERO

MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE BACHAREL EM ENGENHARIA AMBIENTAL.

APROVADA POR:

ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM, DSc. (ENC/UNB)
(ORIENTADORA)

YOVANKA PÉREZ GINORIS, DSc. (ENC/UNB)
(EXAMINADORA INTERNA)

ANTÔNIO JOSÉ BRITO, Eng. (CSANEO)
(EXAMINADOR EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA/DF, 21 DE DEZEMBRO DE 2020.

FICHA CATALOGRÁFICA

ANTERO, GABRIEL VIDAL CARVALHO
AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO OPERACIONAL E POTENCIAL DE
RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO
BRASÍLIA SUL

xi, 54 p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2017)
Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia.
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|------------------------------------|---------------------|
| 1. Tratamento de águas residuárias | 2. Lodos Ativados |
| 3. Fósforo | 4. ETE Brasília Sul |
| I. ENC/FT/UnB | |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ANTERO, G.V.C. (2020). AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO OPERACIONAL E POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASÍLIA SUL. Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 54 p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: GABRIEL VIDAL CARVALHO ANTERO

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO OPERACIONAL E POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO BRASÍLIA SUL

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2020

É concedida à Universidade de Brasília a permissão para reproduzir cópias desta monografia de Projeto Final e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta monografia de Projeto Final pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Gabriel Vidal Carvalho Antero
gabrielvcantero@gmail.com

RESUMO

O crescimento populacional acompanha um aumento na geração de águas residuárias, sejam domésticas ou industriais. O lançamento de águas residuárias *in natura* em corpos hídricos, resultado da carência de sistemas de coleta e tratamento desses resíduos e da ineficiência de sistemas existentes, contribuem para a degradação dos mananciais, prejudicando a vida aquática e causando transtornos de saúde pública em todo o mundo. No Brasil, a busca pela universalização do saneamento é obstruída, principalmente, pela inviabilidade técnica e/ou econômica, impossibilitando infraestruturas convencionais de saneamento em locais de baixa densidade demográfica. O desafio é evidente com os dados dos sistemas de monitoramento do saneamento, destacando-se os relatórios anuais do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) e do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Em um país que dispõe de uma parcela significativa da água doce disponível no planeta, a dispersão populacional não é um fator que impede o acesso à água potável, gerando bons índices de abastecimento. Entretanto, os índices de coleta e tratamento de esgoto são preocupantes, gerando prejuízos à preservação dos mananciais, diminuindo a disponibilidade de água. A Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul (ETEB Sul), em busca de diminuir o impacto gerado pelos efluentes domésticos, possui um sistema de tratamento terciário, com lodos ativados e remoção biológica de nutrientes, além de um processo de polimento final, almejando remover sólidos suspensos e fósforo. A necessidade da remoção de fósforo é relacionada com as características do Lago Paranoá, manancial de abastecimento de Brasília, corpo receptor lântico de classe 2. Na metodologia, foi avaliado o desempenho operacional alcançado pelo sistema adotado. Foram analisados dados de concentração de matéria orgânica, nutrientes e *Escherichia coli*, antes, durante e depois do tratamento da ETEB Sul, além de possibilidades de recuperação de fósforo. Os resultados demonstram a necessidade de rever alguns processos do tratamento considerando as características do Lago Paranoá. Com o aumento populacional nas regiões administrativas, as ETEs que utilizam o lago como corpo receptor, poderão ter que adicionar etapas de desinfecção, em favor da balneabilidade e enquadramento, e reaproveitamento de fósforo, diminuindo a carga de nutrientes no sistema concomitante à lucrativa produção de fertilizantes.

Palavras-chave: tratamento de águas residuárias; lodos ativados; fósforo; ETE Brasília Sul.

“A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba.”
João Guimarães Rosa

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. OBJETIVOS	11
2.1. OBJETIVO GERAL.....	11
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	11
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	12
3.1. HISTÓRICO E CENÁRIO ATUAL DO SANEAMENTO BÁSICO BRASILEIRO	
12	
3.2. CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS	16
3.2.1. Parâmetros Físico-Químicos	17
3.2.1.1. Fósforo.....	19
3.3. REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO	23
3.3.1. REMOÇÃO BIOLÓGICA DE FÓSFORO.....	24
3.4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO - BRASÍLIA SUL	32
4. METODOLOGIA	35
4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS	35
4.2. ETAPA 1 – DIAGNÓSTICO OPERACIONAL.....	36
4.3. ETAPA 2 – AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO	37
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	38
5.1. DIAGNÓSTICO OPERACIONAL.....	38
5.2. POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO	47
5.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	50
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	53
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	55

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Mapa do índice de tratamento de esgotos referido à água consumida dos municípios com prestadores de serviços participantes do SNIS em 2019, distribuído por faixas percentuais, segundo município (Brasil, 2019).	15
Figura 3.2 – Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa. Associação entre o uso e ocupação do solo e a eutrofização. (adaptado de von Sperling, 1996).....	20
Figura 3.3 – Distribuição de fósforo de rochas fosfatadas: usos e destinos (Adaptado de Ribarova <i>et al.</i> , 2017).	20
Figura 3.4 – Ciclo do fósforo, influência humana e possibilidade de reaproveitamento de fósforo, em azul. (Adaptado de Liu <i>et al.</i> , 2008).....	22
Figura 3.5 – Variação da DBO solúvel e ortofosfato nas zonas anaeróbias e aeróbias em sistemas de lodos ativados projetados para remoção biológica de fósforo (Adaptado de Sedlak, 2018)	25
Figura 3.6 – Mecanismo esquemático de remoção biológica de fósforo (von Sperling, 2015).....	26
Figura 3.7 - Fluxograma das alternativas do tratamento de águas residuárias domésticas considerando a remoção do fósforo, suas possíveis destinações e consequências (Adaptado de Luz e Bashan, 2004).....	31
Figura 3.8 – Visão aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul (Fonte: CAESB, 2020).....	32
Figura 3.9 – Regiões administrativas, em azul, atendidas pela ETEB Sul, estrela vermelha, completa ou parcialmente.	33
Figura 3.10 – Esquematização do processo de tratamento de esgoto da ETEB Sul.....	34
Figura 4.1 – Etapas da metodologia adotada.	36
Figura 5.1 – Concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio no afluente e efluente final, remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul, comparado com a legislação no período de janeiro de 2017 a julho de 2020.	38
Figura 5.2 - Análise da Demanda Química de Oxigênio e remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul no período de janeiro de 2017 a setembro de 2020.	39
Figura 5.3 – Concentração média aritmética da Demanda Química de Oxigênio (mg/L) ao longo das etapas de tratamento no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	40

Figura 5.4 – DQO remanescente média (%) ao longo das etapas de tratamento no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	40
Figura 5.5 – Concentração média de Sólidos Suspensos e remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul, no período de janeiro de 2017 a outubro de 2020.	41
Figura 5.6 - Concentração de Sólidos Suspensos ao longo do tratamento em comparação ao recomendado por Jordão e Pessôa (1995), no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	41
Figura 5.7 – Parcela média remanescente de Sólidos Suspensos (%) nas etapas de tratamento de agosto de 2017 a outubro de 2020.	42
Figura 5.8 - Análise logarítmica da concentração de <i>Escherichia coli</i> e remoção pelo tratamento adotado pela ETEB Sul de janeiro de 2017 a outubro de 2020.....	43
Figura 5.9 – Concentração média de nitrogênio total nas etapas de tratamento da ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	44
Figura 5.10 – Nitrogênio total remanescente (%) nas etapas de tratamento de agosto de 2017 a outubro de 2020.	44
Figura 5.11 – Análise da concentração média e remoção de fósforo total no afluente e efluente no período de janeiro de 2017 a outubro de 2020.....	45
Figura 5.12 - Análise da redução da concentração média de fósforo total nas etapas do tratamento adotado pela ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	46
Figura 5.13 – Fósforo total remanescente (%) por etapas de tratamento da ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	46
Figura 5.14 - Correlação entre as concentrações médias de Sólidos Suspensos, Fósforo Total x10 e Fósforo Reativo x10 na ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.	48
Figura 5.15 – Estimativas de concentrações de fósforo no efluentes do decantador secundário, polimento final (x10) e drenados da centrífuga, de acordo com von Sperling (2015), comparado com o valor experimental médio de agosto de 2017 a outubro de 2020.	50
Figura 5.16 - Mapa de balneabilidade do Lago Paranoá em dezembro de 2020 (Fonte: CAESB, 2020).....	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Indicadores de esgotamento sanitário no ano de 2018 (BRASIL, 2018).....	13
Tabela 3.2 – População das regiões administrativas atendidas pela ETEB Sul em 2015, sendo que as regiões em amarelo são atendidas parcialmente. (CODEPLAN, 2018).....	33

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 5.1 Nitrogênio Total.....	43
Equação 5.2 Balanço de Massa Geral	48
Equação 5.3 Balanço de Massa de Fósforo na ETEB Sul.....	49

LISTA DE ABREVIACÕES, SIGLAS E SÍMBOLOS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento do Distrito Federal
ANA	Agência Nacional de Águas
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CODEPLAN	Companhia de Planejamento do Distrito Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Distrito Federal
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EBPR	Processo Avançado de Remoção Biológica de Fósforo
ETEB Sul	Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul
INCT	Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia
OAP	Organismos Acumuladores de Fósforo
OD	Oxigênio Dissolvido
PAM	Fosfato de Amônio e Magnésio
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
PLANSAB	Plano Nacional de Saneamento Básico
pH	Potencial Hidrogeniônico
Pt	Fósforo Total
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
RBN	Remoção Biológica de Nutrientes
SS	Sólidos Suspensos

1. INTRODUÇÃO

O aumento na geração de águas residuárias, sejam domésticas ou industriais, é uma consequência direta do crescimento populacional. Nessa medida, o lançamento de águas residuárias *in natura* em rios e lagos, a carência de sistemas de coleta e tratamento desses resíduos e a ineficiência de sistemas existentes contribuem para a degradação dos corpos hídricos além de constituir um problema de saúde pública.

No Brasil, o desafio da universalização do saneamento consiste, principalmente, na busca por viabilizar, tecnicamente e economicamente, a execução de obras de saneamento em locais com baixa densidade demográfica. Atualmente, o país possui alguns sistemas de monitoramento dos dados de saneamento, destacando-se os relatórios do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Tais relatórios mostram que o Brasil está com índices de abastecimento de água significativamente superiores aos de coleta e tratamento de esgoto.

De acordo com o Relatório de Avaliação Anual PLANSAB, em 2018, 94,5% dos domicílios nacionais avaliados, urbanos e rurais, eram abastecidos por rede de distribuição ou por poço ou nascente. Enquanto isso, 74,3% dos domicílios urbanos e rurais eram servidos por rede coletora ou fossa séptica para as excretas ou esgotos sanitários. Sem considerar a eficiência de abastecimento por poços e a eficiência das fossas sépticas como destino de excretas, a disparidade é notável. De acordo com o SNIS, (BRASIL, 2019), 1.033 municípios, dos 4.226 municípios avaliados no Relatório de Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2019, tratam um volume inferior a 20% do volume de água consumido.

Além disso, no Brasil, por muitos anos, os sistemas de tratamento de esgotos foram concebidos apenas para a remoção de matéria orgânica carbonácea, ignorando a necessidade de remoção de nutrientes. O fósforo e o nitrogênio são macronutrientes requeridos em grandes quantidades em processos biológicos, propiciando o crescimento da produção primária principalmente em corpos lânticos, que podem levar a eutrofização dos corpos de água.

A eutrofização é um processo natural, que pode ser acelerado por ações antrópicas, no qual a presença de nutrientes provoca o crescimento de plantas aquáticas, com condições mais favoráveis sobretudo às plantas fixas. A proliferação de produtores primários diminui a incidência de luz na coluna de água, limitando a oxigenação na região do hipolímnio, levando organismos aquáticos, como os peixes, à morte e conseqüente decomposição, acelerando o processo de eutrofização.

As fontes de poluição pontuais são, especialmente, o lançamento, sem tratamento adequado, de águas residuárias em corpos hídricos, de origem industrial ou doméstica, foco deste estudo. Dentro desta problemática, o fósforo tem atraído atenção nos aspectos sociais e econômicos. Por ser necessário na agropecuária e depender basicamente de mineração em reservas naturais de rochas fosfatadas, fonte não-renovável, se trata de um elemento em risco, considerando a extração cada vez mais laboriosa. Tais dificuldades levam a uma necessidade de evolução tecnológica, gerando maiores custos que influenciam no preço final do produto.

Alternativas têm sido buscadas para diminuir a dependência de fontes não-renováveis de fósforo. Como dito anteriormente, a presença de fósforo nas águas residuárias torna estações de tratamento de esgoto pontos de possível recuperação deste nutriente. A remoção e o aproveitamento do fósforo de águas residuárias domésticas podem ser realizados por meio de diferentes processos, aplicados em diferentes pontos ao longo do fluxograma do sistema de tratamento. O fosfato pode ser recuperado da fase líquida ou do lodo de excesso gerado em processos biológicos. Usualmente em sistemas de lodos ativados modificado com remoção de nutrientes, o reaproveitamento do fósforo se dá via a utilização do lodo de excesso para fins agrícolas, que muitas vezes é bastante restrito em decorrência da legislação vigente.

No que diz respeito a legislação na questão das águas residuárias, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece normas e padrões nacionais visando a preservação do meio ambiente e dos recursos naturais. No que diz respeito à manutenção de qualidade de corpos hídricos, este estudo revisará as resoluções CONAMA que definem padrões de balneabilidade, classificam os corpos hídricos e determinam padrões de lançamento por estações de tratamento.

Com o objetivo de analisar a remoção de fósforo e examinar possibilidades de recuperação, escolheu-se avaliar o desempenho operacional da Estação de Tratamento Brasília Sul (ETEB Sul), com sistema de lodos ativados a nível terciário, com foco na remoção biológica de nutrientes, e que destina o efluente tratado ao Lago Paranoá, corpo lântico com histórico de eutrofização.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho operacional e o potencial de recuperação de fósforo da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul do Distrito Federal (ETEB Sul - DF).

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar remoções de Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, Sólidos Suspensos, Nutrientes e *Escherichia coli* comparando com a legislação e a bibliografia;
- Estabelecer uma estimativa do reaproveitamento de fósforo avaliando efluentes líquidos dos decantadores e da centrífuga da ETEB SUL, por meio de balanço de massa simples.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. HISTÓRICO E CENÁRIO ATUAL DO SANEAMENTO BÁSICO BRASILEIRO

A fim de compreender o cenário atual do saneamento básico brasileiro, é necessário avaliar o contexto histórico e político. De acordo com o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia (INCT) em ETEs Sustentáveis, as primeiras obras, ainda no período colonial, tinham como objetivo abastecer a cidade com água ou drenar terrenos a fim de evitar alagamentos. Quanto às excretas, era responsabilidade dos escravos a coleta e despejo, preocupando-se somente com a distância em relação à propriedade. Após a vinda da família portuguesa, concomitante à expansão populacional e urbanização, e a posterior independência, decidiram por conceder estes serviços de saneamento para empresas estrangeiras, o que não foi satisfatório.

De acordo com Soares *et. al* (2002), a partir do século XXI ocorreu um maior foco político nas questões sanitárias, resultando em um aumento de municípios com abastecimento de água, além da mudança na concepção dos sistemas de esgotamento sanitário com a adoção do sistema de separador absoluto, diferenciando os efluentes doméstico das águas pluviais, diminuindo a vazão de esgoto a ser tratado e, conseqüentemente, reduzindo a dimensão das estações de tratamento.

A partir da década de 1950, em busca de reduzir a taxa de mortalidade através de avanços sanitários, ocorreram investimentos pontuais em períodos específicos, principalmente na década de 1970 e 1980, quando também foi consolidado o Plano Nacional de Saneamento, o PLANASA, que, através da concepção das companhias de saneamento básico, contribuiu para a melhoria dos índices de atendimento de abastecimento de água, mas foi insuficiente para evolução dos índices de coleta e tratamento de esgoto, cenário preocupante que se mantém até os dias de hoje.

No século XXI, foram concebidas algumas normas visando regular o setor de saneamento, como, por exemplo, a Lei 11.445/2007, que estabeleceu as diretrizes nacionais para o saneamento básico e que passou por algumas alterações pela Lei 14.026/2020, conhecida como Marco Legal do Saneamento Básico.

Em 2013, através do Decreto nº 8.141/2013, foi aprovado o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), visando planejar de forma integrada as quatro vertentes do

saneamento: coleta e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, abastecimento de água e o esgotamento sanitário, objeto deste estudo.

O PLANSAB emite relatórios de avaliação anuais, monitorando indicadores gerais e específicos de acordo com cada uma das vertentes. No que tange ao esgotamento sanitário, os indicadores principais estão descritos na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Indicadores de esgotamento sanitário no ano de 2018 (BRASIL, 2018).

Indicador		Resultado 2018	Meta 2023	Meta 2033
E1	Parcela de domicílios urbanos e rurais servidos por rede coletora ou fossa séptica para as excretas ou esgotos sanitários	74,3%	80,5%	92,0%
E2	Parcela de domicílios urbanos servidos por rede coletora ou fossa séptica para as excretas ou esgotos sanitários	80,2%	84,8%	93,0%
E3	Parcela de domicílios rurais servidos por rede coletora ou fossa séptica para as excretas ou esgotos sanitários	27,7%	41,9%	69,0%
E4	Parcela de tratamento de esgoto coletado	66,4%	78,8%	93,0%
E5	Parcela de domicílios urbanos e rurais com renda de até três salários mínimos que possuem unidades hidrossanitárias de uso exclusivo	94,5%	96,0%	100%

E6	Parcela de municípios cujos prestadores cobram pelo serviço de esgotamento sanitário	57,5%	69,4%	90,0%
-----------	--	-------	-------	-------

Analisando os resultados da Tabela 3.1 junto aos indicadores auxiliares de faixas de renda, também disponíveis no Relatório de Avaliação Anual de 2018 do PLANSAB (BRASIL, 2018), raça, cor da pele e escolaridade, além de considerar as macrorregiões do país, é constatável que os municípios e domicílios mais desfavorecidos são os que possuem renda inferior, pele parda ou preta e baixa escolaridade, concentrados principalmente nas regiões Norte e Nordeste, onde o fornecimento convencional de água potável e coleta de esgoto não é tão viável, seja por inviabilidade técnica, econômica e/ou política, acesso dificultado, baixa densidade demográfica, irregularidade fundiária e dispersão de municípios (Tonetti *et al.*, 2018).

Outra questão a ser considerada na análise de dados do contexto atual do saneamento básico, é a adimplência dos prestadores de serviço no fornecimento de informações. Uma das condições para acessar os recursos disponíveis pela Política de Saneamento do Governo Federal é a adimplência com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que solicita informações para todos os prestadores de serviço do país, sendo empresas ou entidades que possuem concessão ou delegação de serviços de saneamento, inclusive prefeituras (Brasil, 2019).

No Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto de 2019 (Brasil, 2019), é utilizado um índice de tratamento de esgoto coletado que, quando analisado em conjunto com o índice de tratamento de esgoto referido à água consumida, permite interpretar a parcela consumida que não é direcionada às redes de coleta de esgoto, como mostra a Figura 3.1. É válido ressaltar que as infiltrações de água na rede de esgoto superestimam o indicador, em contrapartida o volume de água consumido nem sempre gera esgotos.

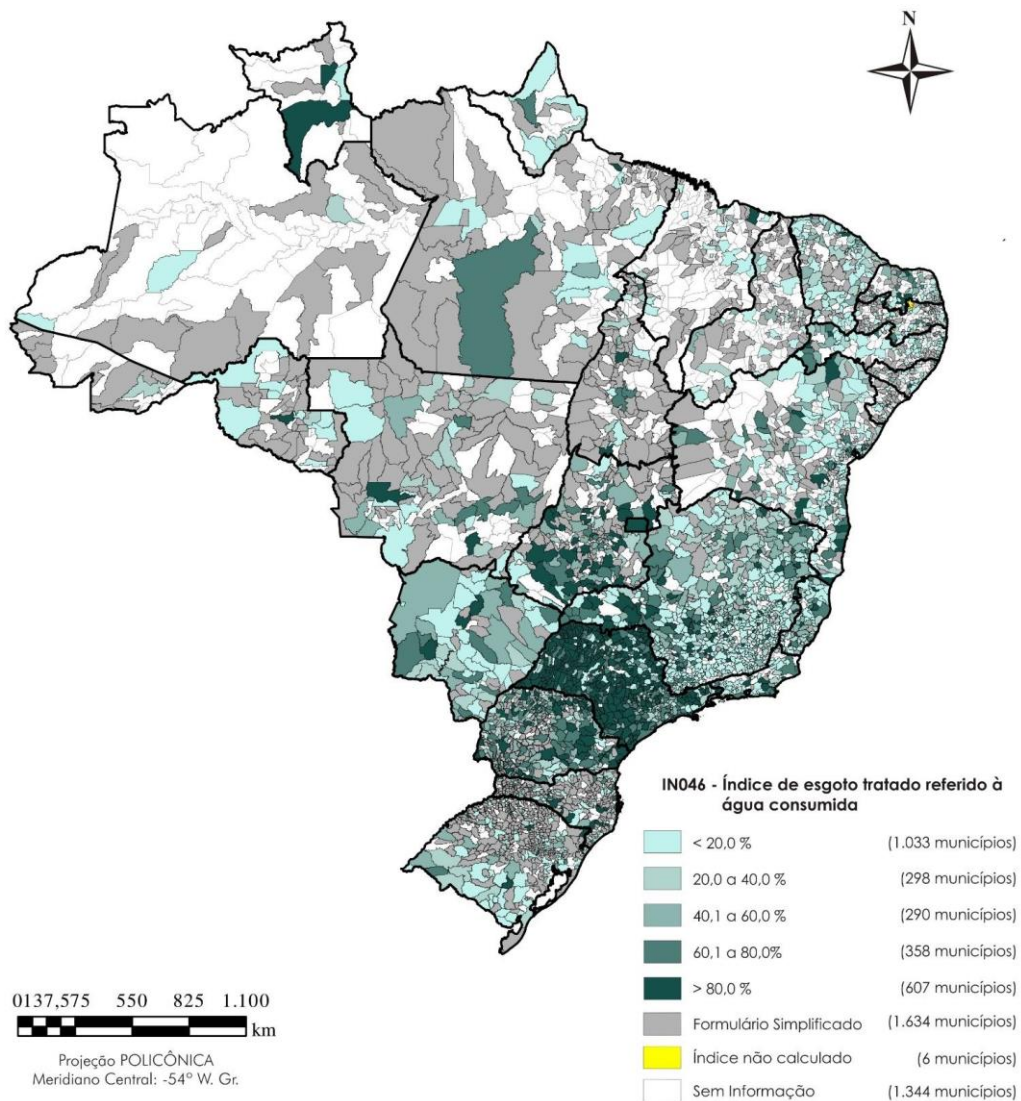


Figura 3.1 - Mapa do índice de tratamento de esgotos referido à água consumida dos municípios com prestadores de serviços participantes do SNIS em 2019, distribuído por faixas percentuais, segundo município (Brasil, 2019).

É notável que uma parcela exorbitante de municípios não concedeu as informações necessárias ou optou pelo formulário simplificado, que não permite tal análise. Também é fundamental perceber que a maior parte dos municípios adequados para análise possuem um índice de esgoto tratado inferior a 20% quando comparado com o volume de água consumido, refletindo o desafio da universalização do saneamento na questão do tratamento.

No que diz respeito à questão do tratamento, a legislação brasileira, por meio do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece normas e padrões nacionais de

manutenção de qualidade de corpos hídricos. Tais resoluções são de suma importância para a realização desta revisão bibliográfica.

A Resolução CONAMA nº 274/2000 define padrões de balneabilidade ao determinar indicadores de condição da qualidade da água, avaliando como própria ou imprópria para recreação de contato primário, de acordo com indicadores microbiológicos como bactérias comuns ao trato fecal humano e floração de algas que possam indicar eutrofização (CONAMA, 2000).

A Resolução CONAMA nº 357/2005, alterada e complementada pela Resolução CONAMA nº 430/2011, por sua vez, aprofunda a classificação dos corpos de água, enquadrando-os não somente quanto à salinidade e parâmetros biológicos, mas também quanto à movimentação do ambiente, parâmetros inorgânicos, orgânicos e físico-químicos e outras características do corpo aquático. O enquadramento para corpo de água doce, objeto deste estudo, define quatro classes que diferem, principalmente, na possibilidade de abastecimento humano, proteção das comunidades aquáticas e recreação de contato primário ou secundário. (CONAMA, 2005)

As alterações e complementos da Resolução CONAMA nº 430/2011 (CONAMA, 2011), foram, em sua maior parte, relacionadas com a definição dos parâmetros de qualidade a serem atendidos nos lançamentos de efluentes nos corpos hídricos e, portanto, também definirá o tratamento a ser adotado de acordo com as características das águas residuárias.

3.2. CARACTERÍSTICAS DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Como discutido anteriormente, as águas residuárias, de origem doméstica ou industrial, constituem uma fonte pontual de poluição, principalmente sem tratamento adequado. Por ser consequência direta do crescimento populacional, é uma questão com importância sempre em ascensão, seja na adoção de novas formas de tratamento, a fim de adequar as estações para volumes afluentes cada vez maiores, ou na busca pela universalização do saneamento, tendo em vista que a destinação incorreta influencia diretamente na gestão de recursos hídricos e, por consequência, interfere na saúde pública e em outros aspectos ambientais e socioeconômicos.

O tratamento de águas residuárias consiste, basicamente, em replicar processos naturais de decomposição de matéria orgânica, de forma mais rápida e compacta, a fim de produzir um

efluente que cumpra determinados padrões de lançamento, sem prejudicar a qualidade do corpo receptor. O esgoto é constituído por uma mistura complexa de substâncias orgânicas e inorgânicas, variando expressivamente a depender do local, clima e características da população (Rossetti *et. al.*, 2017).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), as águas residuárias são, essencialmente, a água consumida pela comunidade para variadas aplicações e que, agora, contém vários constituintes que a tornam inutilizável para a maioria dos usos, sem o tratamento adequado.

Os parâmetros de caracterização do esgoto se dividem em físico-químicos, como matéria orgânica, pH e nutrientes, e biológicos, como protozoários, fungos, algas e bactérias, estas últimas muito importantes no processo de degradação da matéria orgânica e no controle de doenças relacionadas com micro-organismos, como bioindicador de poluição.

De acordo com Jordão e Pessoa (1995), bactérias de origem fecal são utilizadas como indicadores da contaminação da água por excretas humanas e também para medir a extensão da contaminação. Entre as diversas espécies de bactérias presentes nas fezes, se investiga, principalmente, alguns organismos aceitos como bons indicadores. Este estudo focará na *Escherichia coli*, coliforme presente somente nos intestinos dos animais de sangue quente, parâmetro de balneabilidade, como citado na CONAMA nº 274/2000.

Enquanto a determinação de parâmetros biológicos tem grande importância para a saúde humana no que diz respeito aos riscos de contaminação, os parâmetros físico-químicos definem o impacto do lançamento de um efluente na qualidade do corpo hídrico, influenciando diretamente todo o ecossistema e, com isso, a qualidade da água.

3.2.1. Parâmetros Físico-Químicos

A determinação destes parâmetros é de grande relevância para a escolha do tratamento a fim de cumprir os padrões de lançamento estabelecidos na resolução CONAMA nº 430/2011. Dentre os principais parâmetros físico-químicos, no caso de águas residuárias domésticas, estão o pH, temperatura, cor, turbidez, odor, matéria orgânica, sólidos e nutrientes. Esta revisão bibliográfica foi focada nos últimos três aspectos.

A caracterização da matéria orgânica indica também o consumo de oxigênio necessário para degradá-la, permitindo então, estimar, através de modelos como Streeter-Phelps, o processo de autodepuração e o balanço de oxigênio dissolvido (OD) ao longo do curso hídrico. A

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) indica a quantidade de oxigênio exigida para estabilização da matéria orgânica carbonácea através de processos bioquímicos, realizada por micro-organismos, enquanto a Demanda Química de Oxigênio (DQO) revela o consumo de oxigênio resultante de oxidação química da matéria orgânica (von Sperling, 2015).

Ainda de acordo com von Sperling (2015), mesmo que a constituição do esgoto seja mais de 99,9% água, os 0,01% restantes tornam o tratamento essencial, estabelecendo a necessidade de determinação dos sólidos nos efluentes pela sua correlação com os outros parâmetros. Classificados por tamanho, estado, características químicas e sedimentabilidade, este estudo dará foco aos Sólidos em Suspensão (SS), resíduos não filtráveis.

Entre os nutrientes, destacam-se fósforo e nitrogênio, macronutrientes essenciais para processos de síntese celular, requeridos em grandes quantidades em processos biológicos. O nitrogênio assume várias formas na natureza devido aos seus vários estados de oxidação, sendo as formas mais comuns, em águas residuárias, nitrogênio orgânico, nitrito, nitrato, gás nitrogênio ou amônia (Jordão e Pessoa, 1995). De acordo com Sedlak (2018), a presença do nitrogênio no efluente final é indesejável pois, além de promover o consumo de oxigênio dissolvido no corpo receptor, a amônia é tóxica para os peixes e outros organismos aquáticos.

Conforme von Sperling (2015) relata, a remoção de nitrogênio é importante no controle do estado trófico de corpos hídricos que tenham uma diversidade de espécies, tendo em vista que algumas formas são tóxicas aos seres vivos. No que diz respeito à eutrofização, a presença de nitrogênio contribui para a aceleração do processo, mas não é fator decisivo mesmo quando o efluente é direcionado à corpos hídricos mais sensíveis, como lagos, reservatórios e estuários. Isso se deve ao fato de que cianobactérias, que estão usualmente associadas com graus mais elevados de eutrofização, podendo proliferar em grande quantidade, têm a capacidade de absorver nitrogênio atmosférico, convertendo em uma forma que possa ser assimilada. Logo, a presença do nitrogênio no meio líquido não é fator restritivo, sendo o fósforo, o nutriente limitante (von Sperling, 2015).

Considerando que, ao contrário do nitrogênio, o aparecimento de fósforo nos corpos hídricos possui somente duas origens, através de fontes difusas ou pontuais, este nutriente se torna uma característica importante, que deve ser revisada com maior atenção.

3.2.1.1. Fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para os seres vivos, sendo parte constituinte em plantas, animais e micro-organismos. Para a humanidade, a demanda de fósforo se trata, basicamente, de aplicação na agricultura como fertilizante. Em torno de 90-95% da produção de fósforo é voltada para cultivos, sendo que somente 20-25% atinge a cadeia alimentar dos seres humanos (Ribarova *et al.*, 2017). Portanto, uma considerável parcela se perde no processo através da infiltração no solo e do escoamento superficial, chegando a ambientes aquáticos onde o excesso de fósforo, combinado com outros nutrientes, pode resultar em um processo acelerado de eutrofização.

Segundo Lamparelli (2004), o enriquecimento dos corpos de água está associado ao aumento da produtividade primária e ocorrência de episódios de desenvolvimento excessivo de algas ou macrófitas aquáticas, as quais podem prejudicar o uso para o abastecimento, produção de energia e proteção da vida aquática, pela eutrofização.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), a eutrofização é um processo natural, que pode ser acelerado por influências antrópicas, acarretando em prejuízos à vida aquática e, a depender dos usos do corpo de água, também prejudica economicamente e socialmente os seres humanos que dependem deste recurso hídrico. A alta disponibilidade do fósforo e nitrogênio em ambientes lênticos (lagos e reservatórios), causa um crescimento populacional de determinadas espécies que se tornam dominantes, podendo causar mortes de outros organismos que, entrando em decomposição, levarão ao aumento da demanda bentônica. Tais mortes ocorrem principalmente em função da diminuição da incidência de luz solar na coluna de água, que influenciam negativamente a produção de OD por organismos fotossintéticos. Impossibilitando a respiração dos organismos inseridos no corpo aquático, ocorrem mais mortes e um novo aumento da demanda bentônica podendo resultar na formação de pântanos. A Figura 3.2 retrata a influência antrópica no processo da eutrofização em corpos lênticos, ressaltando a importância do controle de fósforo.

EVOLUÇÃO DO PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO DE UM LAGO OU REPRESA

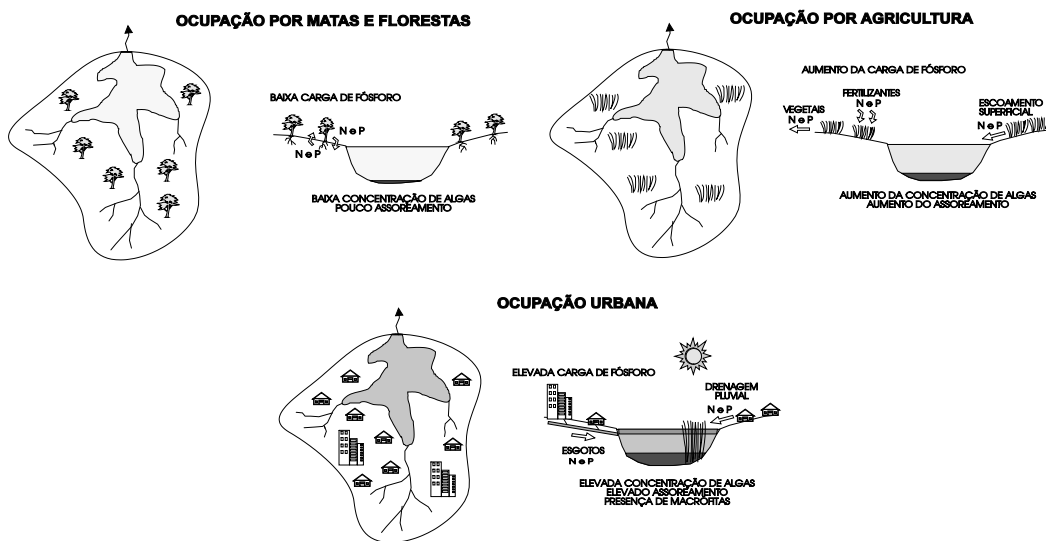


Figura 3.2 – Evolução do processo de eutrofização em um lago ou represa. Associação entre o uso e ocupação do solo e a eutrofização. (adaptado de von Sperling, 1996)

A porcentagem do fósforo utilizado em cultivos que atinge a cadeia alimentar humana, após consumo, se torna resíduo, devendo ser tratado antes de ser direcionado a algum corpo de água. Como pode ser observado na Figura 3.3, a quantidade de fósforo que atinge as estações de tratamento de esgoto pode chegar a 10% da produção de fósforo total, além disso, as estações são o único ponto de recuperação de fósforo em forma concentrada (Ribarova et al., 2017).

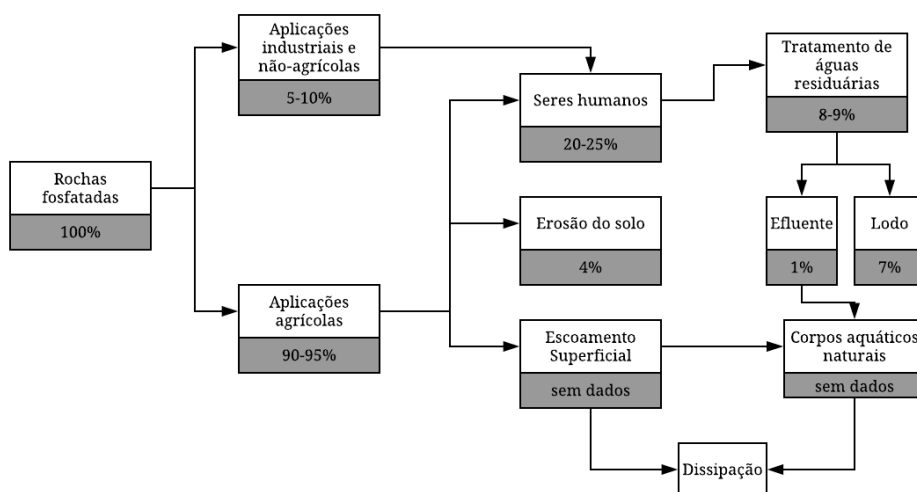


Figura 3.3 – Distribuição de fósforo de rochas fosfatadas: usos e destinos (Adaptado de Ribarova et al., 2017).

O índice de estado trófico de Carlson (1977), amplamente usado em monitoramentos de qualidade de água, adota três variáveis: clorofila α , transparência e fósforo total, que estimam, independentemente, a biomassa algal. A presença do fósforo e ausência do nitrogênio nas variáveis do índice reafirmam a maior importância do fósforo nesse índice.

A Resolução CONAMA nº 357/2005, citada anteriormente, estabelece valores limites de fósforo total, nitrogênio amoniacal total, nitrito e nitrato nas restrições de enquadramento dos corpos de água doce, mas destaca-se a maior restrição de valores de fósforo total para ambientes lênticos graças à pouca mobilidade destes corpos hídricos, que dificulta a reeração atmosférica e facilita o desenvolvimento de plantas fixas, tornando lagos e reservatórios mais suscetíveis à eutrofização.

Além dos problemas relacionados à eutrofização, o fósforo é objeto de preocupações econômicas no que diz respeito à diminuição da sua disponibilidade em razão da crescente demanda e utilização do fósforo proveniente das reservas naturais não-renováveis (rochas fosfatadas). Com o aumento populacional e mudanças nas dietas, resultado do crescente aumento dos padrões de vida em países desenvolvidos e emergentes, estima-se que a demanda agrícola por fósforo irá crescer (Reijnders, 2014).

Em 2014, de acordo com a COM (2014), as rochas fosfatadas passaram a ser consideradas materiais críticos quando calculados índices para avaliar a substitutibilidade dos materiais. Enquanto o fósforo se encontra com índice 0,91/1,00, rochas fosfatadas possuem índice 1,00/1,00. Os valores variam entre 0 e 1, sendo que quanto mais próximo de 1, menos substituível é o material. Cordell *et al.* (2009) estimam que a demanda se igualará a oferta entre 2030 e 2040, e após isso a excederá.

Segundo Metcalf e Eddy (2003) enquanto a demanda pelo fósforo aumenta, ocorre exploração de novas reservas mais complicadas, requerendo a adoção de equipamentos mais caros, acarretando em um encarecimento progressivo do nutriente. Como pode ser observado na Figura 3.4, o ciclo inorgânico do fósforo é extremamente ineficiente e gerador de resíduos. A interferência humana no processo impossibilita a continuidade do ciclo natural, tendo em vista que o consumo é muito mais rápido que os processos de formação de rochas fosfáticas. É nítida a necessidade humana pelo nutriente, interferindo em diversos pontos da cadeia alimentar como animais e cultivos, além do uso nos produtos de limpeza.

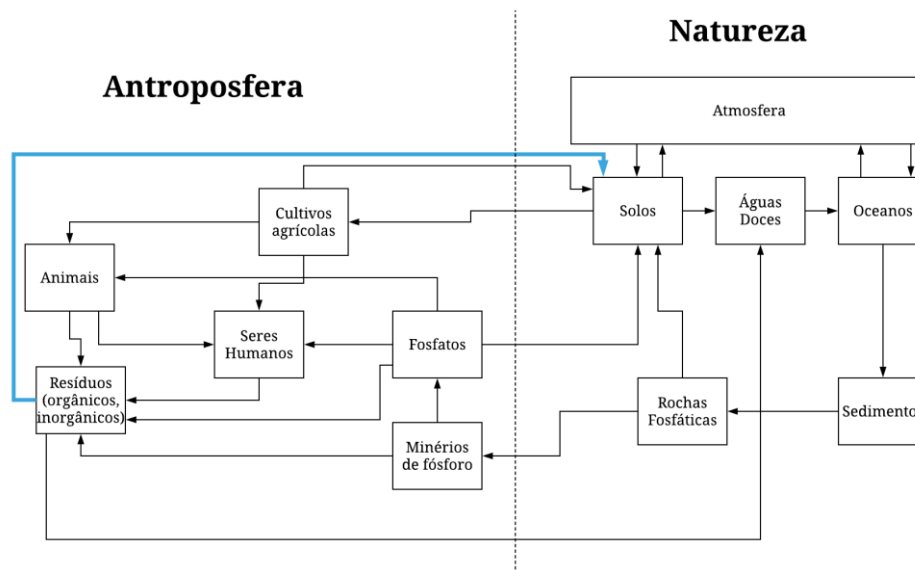


Figura 3.4 – Ciclo do fósforo, influência humana e possibilidade de reaproveitamento de fósforo, em azul. (Adaptado de Liu *et al.*, 2008)

Com a população global dependendo destas fontes de fósforo, o desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias para recuperação e reutilização de fósforo têm criado uma preocupação crescente nos quesitos econômicos, sociais e ambientais (Melia *et al.*, 2017).

Dessa forma, Ribarova *et al.* (2017), recomendam a avaliação de opções que possam contribuir para diminuir o problema da escassez do fósforo. A primeira consiste na evolução e melhoria do manejo dos nutrientes na agricultura, evitando o uso excessivo e seus efeitos nos corpos aquáticos. A segunda consiste na única opção *end-of-pipe*: por meio da remoção e recuperação do fósforo de efluentes líquidos e sua reintrodução ao ciclo do fósforo.

Portanto, o reaproveitamento de fósforo de águas residuárias se torna uma solução fundamental enquanto as mudanças nas práticas agrícolas, onde ocorrem as maiores perdas, não são descobertas, avaliadas ou executadas. Contudo, sabe-se que tais águas residuárias possuem diversos contaminantes como metais pesados, hormônios, patógenos, entre outros. Por isso, devem ser avaliadas formas de remoção e posterior recuperação de fósforo de forma que o nutriente possa ser usado de forma segura na agricultura, que serão tópicos discutidos no Capítulo 3.3

3.3. REMOÇÃO E RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

O fósforo pode se apresentar nos esgotos de três formas diferentes: fosfatos orgânicos (que compõem moléculas orgânicas), ortofosfatos (que combinam com cátions formando sais inorgânicos e polifosfatos, chamados também de fósforo reativo) ou fosfatos condensados. A maior parte do fósforo presente em esgotos sanitários está na forma de fósforo inorgânico, sendo diretamente disponíveis para metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples. Além disso, os polifosfatos e o fósforo orgânico tendem a ser hidrolisados e transformados a ortofosfatos (Mota e von Sperling, 2009).

Como discutido anteriormente, a remoção de nutrientes nas estações de tratamento de esgoto é necessária para não prejudicar a qualidade dos corpos receptores, sendo importante avaliar cada caso especificamente para delimitar os parâmetros de projeto, obtendo resultados coerentes com os usos do corpo aquático. De acordo com Sedlak (2018), a seleção do processo de remoção é influenciada pela qualidade requerida do efluente final e por considerações operacionais. Segundo von Sperling (2015), a necessidade ou desejo de implementar a remoção de nutrientes depende de uma visão ampla dos objetivos do tratamento, da qualidade do efluente final e das características e enquadramento do corpo receptor.

Conforme Metcalf e Eddy (2003), nos últimos anos, atingir uma maior remoção de nutrientes tem ganhado importância no processo de tratamento de lodos ativados. Como resultado, diversas possibilidades de configurações biológicas de remoção de nutrientes têm sido desenvolvidas incluindo membranas para separação sólido-líquido. Segundo Doyle e Parsons (2002), existem diversas tecnologias de remoção de fósforo e a escolha da tecnologia deve ser baseada na situação em questão, a depender do volume a ser tratado, local de tratamento e disposição.

De acordo com Sedlak (2018), a remoção de fósforo de águas residuárias consiste na incorporação de fosfatos em forma particulada e posterior remoção dos sólidos em suspensão, podendo estes sólidos serem formados biologicamente (micro-organismos) ou quimicamente (adição de sais metálicos). A remoção dos compostos formados deve ser feita de forma a não permitir o retorno dos sólidos em suspensão à fase líquida.

3.3.1. Remoção Biológica De Fósforo

De acordo com von Sperling (1996), em corpos hídricos propensos à eutrofização, a remoção biológica de nutrientes (RBN) é de grande importância. A possibilidade de incorporação de processos de RBN nas estações de tratamento deve ser avaliada de forma que considere fatores econômicos e naturais. Nos países subdesenvolvidos, o tratamento ainda foca na remoção de matéria orgânica e, a depender do direcionamento dado ao efluente tratado, não há grande preocupação com a remoção de nutrientes. A maioria dos países desenvolvidos já solucionou grande parte dos problemas relacionados à remoção de DBO e DQO e visam novas prioridades como a RBN.

Nos países em desenvolvimento, ainda há a preocupação com a remoção de matéria orgânica e organismos patogênicos, sendo aplicada a remoção de nutrientes somente quando necessária, a depender do corpo receptor. Contudo, a inclusão de remoção de nutrientes pode levar à melhoria da operação da estação de tratamento de esgoto (von Sperling, 2015)

Segundo Sedlak (2018) a remoção biológica de fósforo envolve modificações operacionais ou de projeto em sistemas convencionais que resultem no crescimento de uma população biológica que possua um conteúdo muito mais elevado de fósforo. De acordo com von Sperling (2015), para a remoção biológica de fósforo é necessário que existam zonas anaeróbias e aeróbias na linha de tratamento a fim de causar uma condição de estresse bacteriano que levaria à liberação de fósforo na zona anaeróbia. Isso acarretaria em uma maior quantidade de fósforo no lodo e menor concentração de fósforo no efluente final. Posteriormente, uma alta assimilação do fósforo no meio líquido ocorreria em um nível maior do que normalmente é requerido metabolicamente para as bactérias. Com a remoção do lodo em excesso do tratamento, as bactérias com alto nível de fósforo também são removidas.

Conforme expõe Sedlak (2018) a remoção biológica de fósforo é baseada no fato de que alguns tipos de bactéria são capazes de acumular quantidades excessivas de fósforo na forma de polifosfatos. Esses micro-organismos são chamados organismos acumuladores de fósforo (OAP), sendo a mais comum a *Acinetobacter sp.*. Bactérias pertencentes a este gênero são capazes de remover substratos produzidos na zona anaeróbia e assimilá-los como reserva energética dentro de suas células. Na zona aeróbia, as bactérias produzem energia através da

oxidação dessas reservas e o armazenamento de polifosfatos na célula aumenta, conforme ilustrado na Figura 3.5.

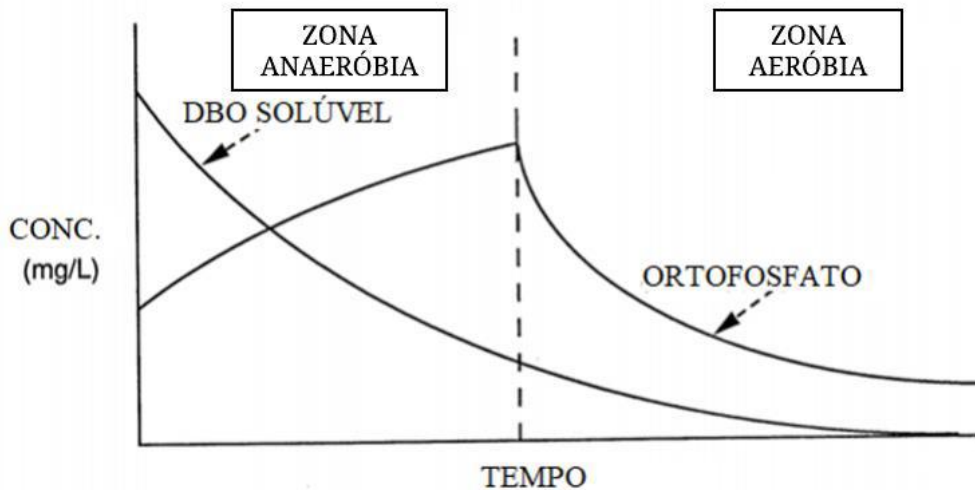


Figura 3.5 – Variação da DBO solúvel e ortofosfato nas zonas anaeróbicas e aeróbicas em sistemas de lodos ativados projetados para remoção biológica de fósforo (Adaptado de Sedlak, 2018)

Como apresentado na Figura 3.5, o processo apresenta perfis de DBO solúvel e ortofosfatos nas zonas anaeróbicas e aeróbicas em sistemas de lodo ativados projetados para remoção de fósforo. Segundo von Sperling (2015), a concentração de DBO solúvel diminui na zona anaeróbica mesmo que não ocorra receptores de elétrons anóxicos ou aeróbios. Na zona anaeróbica, enquanto a DBO solúvel diminui, a concentração de fósforo solúvel (ortofosfatos) aumenta. Na zona aeróbica, a concentração de fósforo diminui enquanto a DBO solúvel continua diminuindo.

Ainda de acordo com von Sperling (2015), a zona anaeróbica é considerada um seletor biológico para os OAP, isso porque causa uma vantagem em termos de competição para organismos que conseguem assimilar o substrato nessa zona antes de outros micro-organismos que não acumulam fósforo. Logo, essa zona propicia o desenvolvimento populacional de OAP no sistema, que absorvem grandes quantidades de fósforo no meio líquido, sendo o fósforo removido posteriormente no lodo de excesso (Sedlak, 2018).

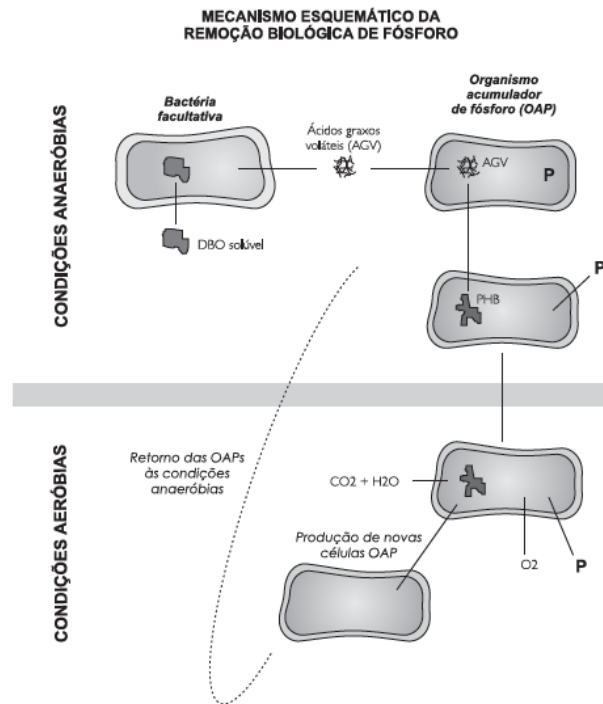


Figura 3.6 – Mecanismo esquemático de remoção biológica de fósforo (von Sperling, 2015).

Segundo von Sperling (2015), o fósforo incorporado em grandes quantidades nas células dos OAP é removido do sistema através da remoção do lodo de excesso, que descarta também uma fração dos OAP presentes no lodo ativado.

Para que o processo de remoção de fósforo tenha eficiência, deve-se atentar para os seguintes fatores: concentração de oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH, nitrato na zona anaeróbia, idade do lodo, tempo de detenção hidráulica e configuração da zona anaeróbia, tempo de detenção da zona aeróbia, método de tratamento do lodo de excesso e características do esgoto afluente, principalmente sólidos em suspensão (Sedlak, 2018).

Ainda de acordo com Sedlak (2018), concentração de OD tem interferência no processo por causa da zona anaeróbia. A presença de OD na zona anaeróbia leva a menor remoção de fósforo e causa crescimento de bactérias filamentosas. Quanto à temperatura do local, existem indicativos de que a liberação de fósforo é menor em baixas temperaturas, sendo necessários maiores tempos de detenção para que ocorra a fermentação completa e/ou consumo do substrato. A influência do pH é relacionada com as condições ideais para as atividades bacterianas, sendo mais eficiente em uma faixa de pH entre 7,5 e 8 e inexistente em um pH próximo de 5. A presença de nitrato na zona anaeróbia reduz a eficiência da

remoção de fósforo por causa do processo de desnitrificação que consome substratos que poderiam ser assimilados por OAP.

Sistemas operando com lodos mais velhos produzem menos lodo de excesso. Como a remoção de fósforo é feita por meio da remoção do lodo, uma diminuição deste acarreta também em uma menor remoção de fósforo do sistema. Conforme relatado por von Sperling (2015), o tempo de detenção deve ser suficiente para a fermentação produzir ácidos graxos voláteis (AGV) consumíveis pelos OAP, entretanto, menores períodos podem levar à liberação de fósforo sem que haja consumo de AGV. A configuração dos biorreatores, propiciando zonas anaeróbias em dois ou mais compartimentos em série, aumenta a remoção de fósforo. Os custos das divisórias e a aquisição de mais misturadores devem ser considerados no dimensionamento dos biorreatores.

Ainda de acordo com von Sperling (2015), o tempo de detenção da zona aeróbia tem papel importante na criação de condições para a absorção do fósforo após a liberação na zona anaeróbia. Como a zona aeróbia é projetada para um tempo de detenção suficiente para que ocorra a remoção de DBO e a nitrificação, é esperado que haja tempo suficiente para a absorção de fósforo, desde que a zona aeróbia esteja inteiramente oxigenada.

Cuidados especiais devem ser tomados no tratamento de lodo para que não ocorra liberação do fósforo, armazenado na biomassa, ao líquido. Para isso, é preferível: a utilização de processos de flotação aos de sedimentação; digestão aeróbia à digestão anaeróbia; e secagem do lodo por processos rápidos e contínuos do que processos intermitentes ou com métodos que consumam muito tempo. Em relação às características do esgoto afluyente, deve-se atentar à presença de produtos orgânicos provenientes da fermentação que devem estar disponíveis para OAP. Além disso, a remoção de sólidos em suspensão é relacionada com a remoção de fósforo, tendo em vista o acúmulo do nutriente na biomassa suspensa (von Sperling, 2015).

Segundo Metcalf e Eddy (2003), o Processo Avançado de Remoção Biológica de Fósforo (EBPR – *enhanced biological phosphorus removal*) tem vantagens quanto à redução de custos com a utilização de produtos químicos e menor produção de lodo quando comparado com a precipitação química. Além disso, EBPR possibilita a recuperação de fósforo durante o tratamento de águas residuárias.

Quanto à reutilização do fósforo removido por meio de processo biológico, umas das possibilidades é a aplicação direta do lodo obtido do tratamento no solo. Porém, a presença de patógenos, metais pesados e, mais recentemente a identificação de micropoluentes no lodo constitui-se em uma problemática quanto a essa estratégia de reutilização do fósforo, impulsionando dessa forma, o estudo da remoção físico-química.

A precipitação química foi a primeira tecnologia a ser adotada na remoção de nutrientes. A facilidade e eficácia na remoção de substâncias, como o fósforo, faz com que seja usada até os dias de hoje, definindo a dosagem de acordo com a remoção a ser obtida. Uma técnica comum, inclusive em tratamento de água, é a precipitação pelo emprego de sais de alumínio, ferro ou cálcio, visando converter o fósforo solúvel em um sólido que é, posteriormente, removido.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), no século XIX, a precipitação química era um método bem estabelecido no tratamento de águas residuárias nos Estados Unidos e Reino Unido, contudo, com o desenvolvimento do tratamento biológico, a precipitação química foi abandonada. Atualmente, é usada: como forma de melhorar o desempenho da sedimentação primária; como passo no processo físico-químico no tratamento de águas residuárias; na remoção de fósforo; na remoção de metais pesados; e na melhoria da qualidade da água para reuso. Com a precipitação química, é possível atingir 80-90% de remoção de SST, inclusive algumas partículas coloidais, e de 50-80% de DBO. Contudo, a produção de lodo inutilizável é elevada e por vezes não é possível atender os requisitos de lançamento somente com a precipitação química.

De acordo com Doyle e Parsons (2002), o princípio da remoção química de fósforo de águas residuárias consiste em converter ortofosfatos dissolvidos em forma particulada produzindo precipitados químicos de baixa solubilidade pela adição de sais metálicos. Tais precipitados são usualmente removidos por processos de sedimentação, de flotação ou de filtração, comumente aplicados no tratamento de esgoto.

Segundo Sedlak (2018), a precipitação química de fósforo pode ser necessária quando o critério de lançamento do efluente final é mais restritivo do que pode ser atingido pela sedimentação primária e secundária no tratamento biológico de águas residuárias. São raros os casos de precipitação química de fósforo sem que ocorra um processo biológico em conjunto.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a remoção de fosfatos pela adição de sais metálicos ocorre de diversas maneiras, como com a formação de hidróxidos de ferro e alumínio que funcionam como substrato para adsorção de fosfatos, incorporando fosfatos na estrutura dos hidróxidos, resultando na formação de fosfatos de alumínio ou de ferro. Deve-se ressaltar que a remoção somente é concretizada se os compostos formados através da coagulação (desestabilização) das partículas forem removidos por sedimentação, flotação ou filtração.

Segundo Doyle e Parsons (2002), a escolha do local de aplicação depende da configuração física da estação de tratamento, custos químicos e qualidade do efluente final. Os sais podem ser adicionados no decantador primário (pré-precipitação), no decantador secundário (precipitação simultânea) ou em um processo de separação sólido-líquido terciário (pós-precipitação).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003) os fatores que afetam a implementação de remoção química de fósforo são:

- Concentração e espécies de fósforo presentes no afluente
- Sólidos em suspensão presentes no afluente
- Alcalinidade
- Compatibilidade com outros processos de tratamento
- Confiabilidade do fornecedor químico
- Custo (inclusive transporte de químicos)
- Manejo de lodo e águas de rejeito (disposição e manuseio)
- Padrões de qualidade do efluente final
- Sazonalidade
- Eficácia de outras opções, como a remoção biológica de fósforo
- Intenção de recuperação de fósforo

Como relatam Melia et al., (2017) e Desmidt et al., (2014), as duas óbvias desvantagens da precipitação química são a necessidade e custos dos produtos químicos, além do elevado volume de lodo que geralmente é inadequado para reuso na agricultura devido à baixa recuperabilidade de fósforo e possível incorporação de contaminantes, como patógenos e metais pesados.

Segundo Luz e Bashan, (2004), uma alternativa para a recuperação de fósforo é a queima do lodo e a utilização das cinzas, desde que não tenha sido utilizado ferro para a precipitação do fosfato. Logo, a aplicação de cálcio, alumínio ou EBPR aumentam o potencial de reciclagem para as cinzas. Contudo, atualmente, cobre e zinco ainda são presentes nas cinzas, impossibilitando o seu uso como fertilizante. Além disso, o aquecimento do lodo ou queima tem custos energéticos intrínsecos que, a depender do volume de lodo, podem ser elevados.

Segundo Jia *et al.* (2017) uma alternativa tecnológica para remoção e recuperação de fósforo é a precipitação de fosfato de amônio e magnésio (PAM), também conhecido como estruvita. O processo, além de remover amônia e fósforo a fim de atingir os limites de lançamento, pode recuperar os nutrientes transformando em fertilizante valioso.

De acordo com Marti *et al.* (2008), a precipitação de estruvita tem sido o processo de maior foco na recuperação comercial de fósforo e é amplamente recomendada para tratamento de águas de rejeito de digestores em grandes estações de tratamento de esgoto operando em EBPR.

De acordo com Jia *et al.* (2017), a remoção de nitrogênio e fósforo via precipitação de estruvita tem sido bem documentada como uma boa opção sustentável para recuperação de nutrientes. Considerando a variedade de tratamentos de remoção de fósforo e baseando-se em Luz e Bashan, (2004), a Figura 3.7 demonstra as possibilidades de destinação, sendo a precipitação de estruvita, a melhor alternativa de acordo com os autores.

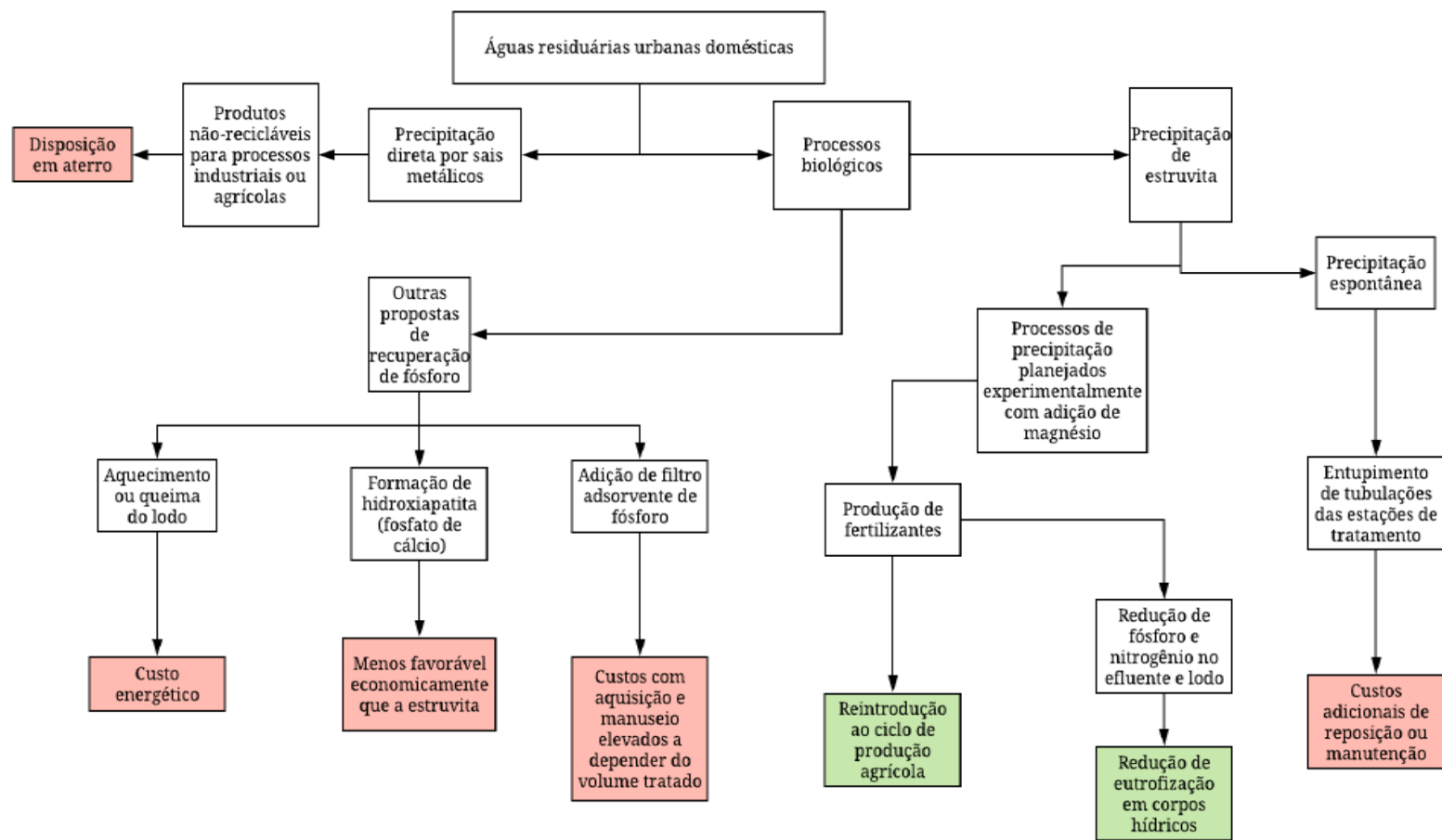


Figura 3.7 - Fluxograma das alternativas do tratamento de águas residuárias domésticas considerando a remoção do fósforo, suas possíveis destinações e consequências (Adaptado de Luz e Bashan, 2004)

3.4. ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO - BRASÍLIA SUL

A Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul (ETEB SUL), apresentada na Figura 3.8, objeto deste estudo, possui um sistema de tratamento terciário, com lodos ativados e remoção biológica de nutrientes, além de polimento final, por meio de coagulação/floculação e flotação por ar dissolvido, com foco na remoção de fósforo. A necessidade da remoção é relacionada com as características do corpo receptor do efluente tratado, o Lago Paranoá, corpo lântico de classe 2, com histórico de eutrofização antes da adoção do polimento final nas ETEs que o têm como destino dos efluentes finais.



Figura 3.8 – Visão aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul (Fonte: CAESB, 2020).

Em funcionamento desde janeiro de 1993, foi projetada para uma vazão de 1.500 L/s, tratando atualmente, em média, 1.319 L/s, das regiões administrativas Asa Sul, uma parte da Área Central de Brasília, Núcleo Bandeirante, Guará I e II, Cruzeiro/Octogonal/Sudoeste,

parte do Lago Sul, Riacho Fundo (Quadra QN1), S.I.A., parte de Águas Claras, Candangolândia, cidade do automóvel e setor de inflamáveis, como ilustrado na Figura 3.9.

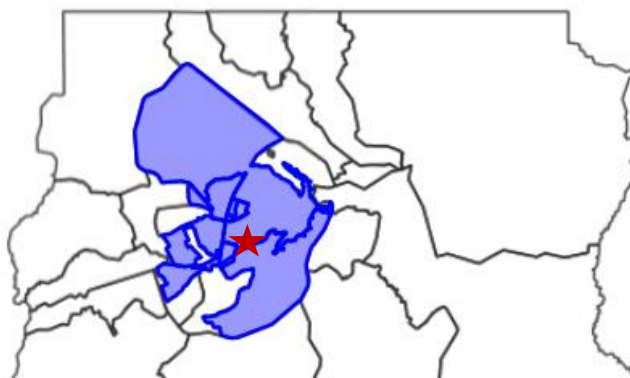


Figura 3.9 – Regiões administrativas, em azul, atendidas pela ETEB Sul, estrela vermelha, completa ou parcialmente.

De acordo com o Anuário Estatístico de 2018 (CODEPLAN, 2019) as regiões administrativas atendidas pela ETEB Sul possuíam, em 2015, uma população urbana total de mais de 745 mil pessoas, sendo, atualmente, um valor provavelmente superior. Em contrapartida, é válido ressaltar que as regiões administrativas do Plano Piloto, Lago Sul, Riacho Fundo e Águas Claras são atendidas parcialmente pela ETEB Sul, sendo a população efetivamente atendida pela ETEB Sul inferior à demonstrada na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – População das regiões administrativas atendidas pela ETEB Sul em 2015, sendo que as regiões em amarelo são atendidas parcialmente. (CODEPLAN, 2019)

Região Administrativa	População Urbana (2015)
Plano Piloto	210.067
Núcleo Bandeirante	23.562
Guará	133.171
Cruzeiro, Octogonal e Sudoeste	82.525
Lago Sul	29.537
Riacho Fundo	71.854
Setor de Indústria e Abastecimento	1.990
Águas Claras	138.562
Candangolândia	15.924
Cidade do Automóvel	38.429
Setor de Inflamáveis	
Total	745.621

O esgoto gerado pela população ao chegar na ETEB Sul é tratado preliminarmente com gradeamento e desarenador, a fim de reter sólidos grosseiros. Depois, é direcionado ao decantador primário para retirada dos sólidos de maior densidade. O tratamento biológico ocorre mediante tecnologia de lodos ativados, modificado visando remoção de DBO, nitrogênio e fósforo, consistindo em três câmaras interligadas: anaeróbia, anóxica e aeróbia. Na câmara anaeróbia ocorre degradação da matéria orgânica por meio da fermentação, liberando CO₂ e transformando polifosfatos, reservas energéticas dos micro-organismos, em ortofosfatos. Na zona aeróbia, as bactérias reabsorvem os polifosfatos, considerando a situação de estresse na zona anaeróbia causada pelo gasto energético. A zona anóxica é importante para a desnitrificação, propiciando a produção de nitrogênio gasoso. No decantador secundário, ocorre novamente o processo físico de sedimentação e a recirculação do lodo ativado para o tratamento biológico.

A etapa final consiste em tratamento físico-químico cujo objetivo principal é a remoção de fósforo. Os processos de coagulação, floculação e flotação, com adição de sulfato de alumínio e polímeros para maior eficiência do processo, também removem o lodo de excesso contendo, além do fósforo, nitrogênio e sólidos em suspensão. Todo o lodo produzido nos processos é direcionado ao digestor anaeróbio, onde é gerada “água de rejeito” após desidratação em centrífuga, que é recirculada até o decantador primário. O fluxograma de tratamento da ETEB Sul está demonstrado na Figura 3.9.

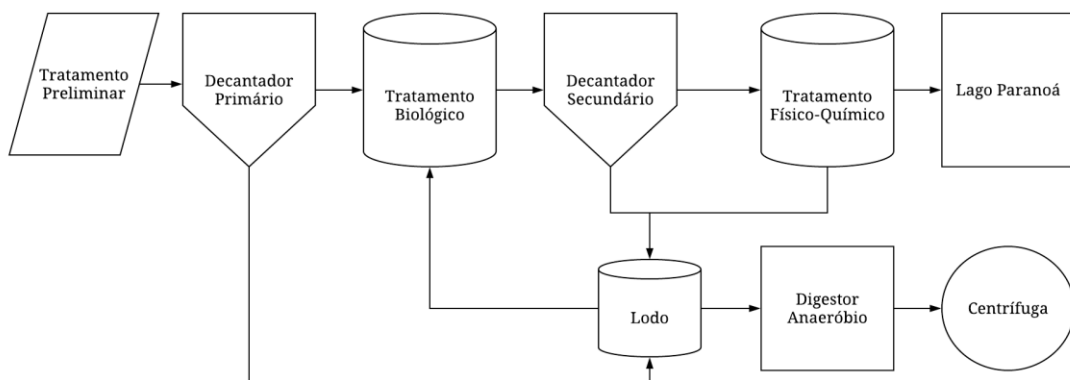


Figura 3.10 – Esquemática do processo de tratamento de esgoto da ETEB Sul.

4. METODOLOGIA

4.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS

O desenvolvimento deste trabalho foi feito utilizando duas fontes principais de dados secundários: relativos ao monitoramento físico-químico realizado pela CAESB e obtidos pelo Relatório de Eficiência Operacional das ETEs do DF, disponibilizado no site da ADASA através de um Painel Interativo com dados de janeiro de 2017 a setembro de 2020.

Os dados recebidos da CAESB para a execução deste trabalho foram solicitados formalmente via Ofício Externo, levando-se em consideração o histórico de parceria entre a CAESB e o Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Estes dados, relativos ao período de agosto de 2017 a outubro de 2020, foram utilizados, principalmente, para realização da análise de recuperação de fósforo da ETE.

Os dados obtidos através do Painel Interativo da ADASA são resultados do Anexo 1 da Resolução nº 008/2016 da ADASA, o Manual de Avaliação de Desempenho, que tem como objetivo estabelecer regras para o repasse de informações entre os prestadores de serviço e a ADASA, definindo intervalos de referência e periodicidade além de indicadores de desempenho específicos para o esgotamento sanitário, em consonância com o PLANSAB, como atendimento, acessibilidade econômica, conformidade dos efluentes, utilização eficiente de energia, entre outros (ADASA, 2016).

Com a definição das fontes de dados, dividiu-se a metodologia em duas etapas, realizando o diagnóstico operacional e avaliação da recuperação de fósforo, como disposto na Figura 4.1.

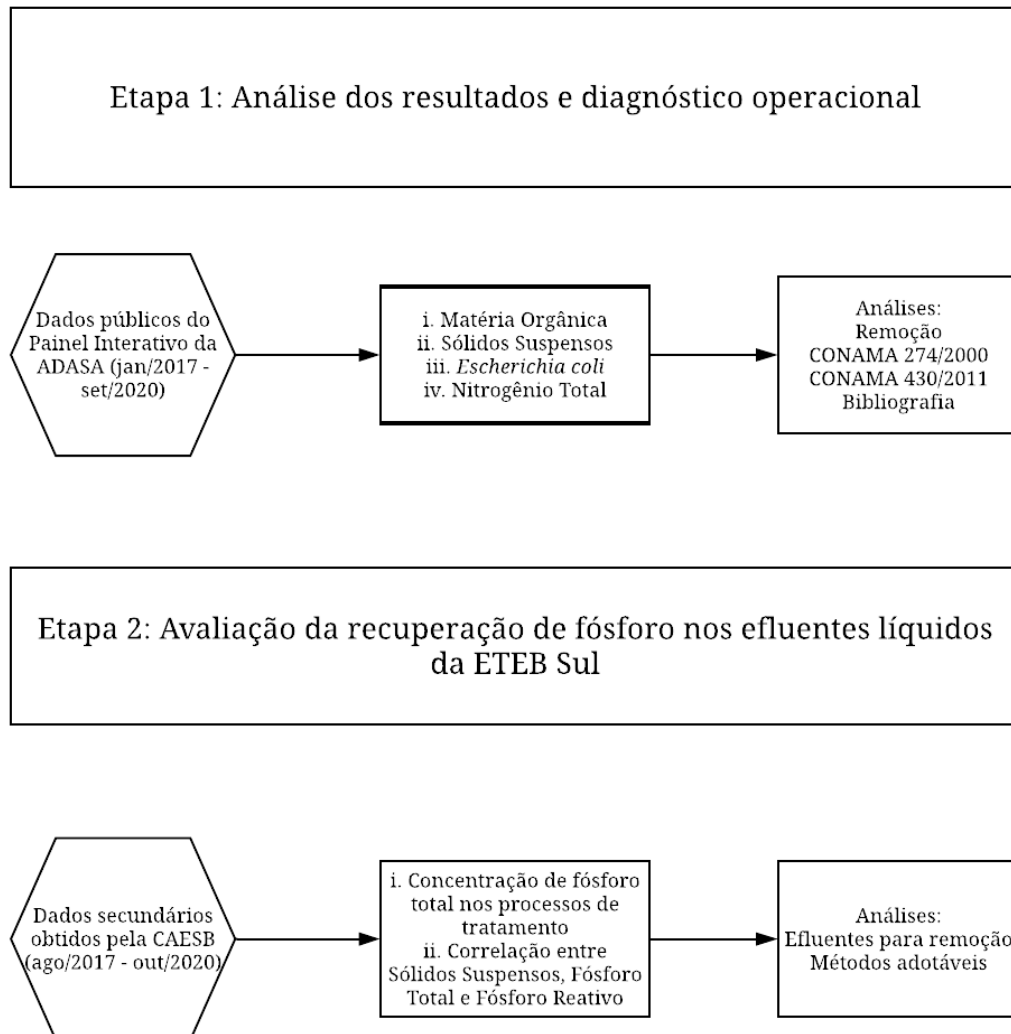


Figura 4.1 – Etapas da metodologia adotada.

4.2. ETAPA 1 – DIAGNÓSTICO OPERACIONAL

Com o objetivo de avaliar as eficiências do tratamento, comparando com as referências utilizadas na bibliografia, foram apreciados os resultados do Painel Interativo da ADASA e utilizando os dados recebidos da CAESB para complementar a avaliação, relativos à matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e *Escherichia coli*, através de análise estatística descritiva pela elaboração de gráficos.

O diagnóstico da ETEB Sul foi estabelecido utilizando os dados do afluente e efluente final, verificando se este atendia aos padrões de lançamento de sistemas de tratamento de esgotos

estabelecidos pela CONAMA nº 430/2011. Também foi verificado se o efluente atendia as características específicas do Lago Paranoá, como corpo de água doce de classe 2, definido pela CONAMA nº 357/2005, destinado à proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação, aquicultura, pesca e abastecimento para consumo humano após tratamento convencional. Neste caso, a água para abastecimento é captada em outra região do lago e disponibilizada após tratamento por membranas de ultrafiltração, na ETA Lago Norte.

4.3. ETAPA 2 – AVALIAÇÃO DA RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

Para análise do desempenho operacional durante o tratamento e avaliação de implementação da recuperação de fósforo, foram avaliadas as condições atuais do sistema através dos dados recebidos pela CAESB, com parâmetros de fósforo total, fósforo reativo e sólidos suspensos medidos nas etapas do tratamento e não somente no início e fim do sistema de tratamento (afluente e efluente) como no Painel Interativo da ADASA. Com os resultados obtidos, foi possível fazer uma avaliação preliminar a fim de propiciar o reaproveitamento do fósforo dos efluentes líquidos gerados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. DIAGNÓSTICO OPERACIONAL

Como apresentado na metodologia, o diagnóstico operacional da ETEB Sul foi realizado utilizando dados secundários do Painel Interativo da ADASA.

O tratamento por lodos ativados com remoção biológica de nutrientes alcançou uma eficiência expressiva na degradação da matéria orgânica. No período avaliado, foram comparados os valores de DBO com os padrões de lançamento federais e distritais, estipulados pela CONAMA 430/2011 e ADASA 11/2016, respectivamente. Não foram disponibilizados dados nos meses de fevereiro de 2018 e abril de 2019 e 2020. Os valores analisados no efluente tratado estiveram abaixo dos valores limites para lançamento, como pode ser observado no gráfico da Figura 5.1.

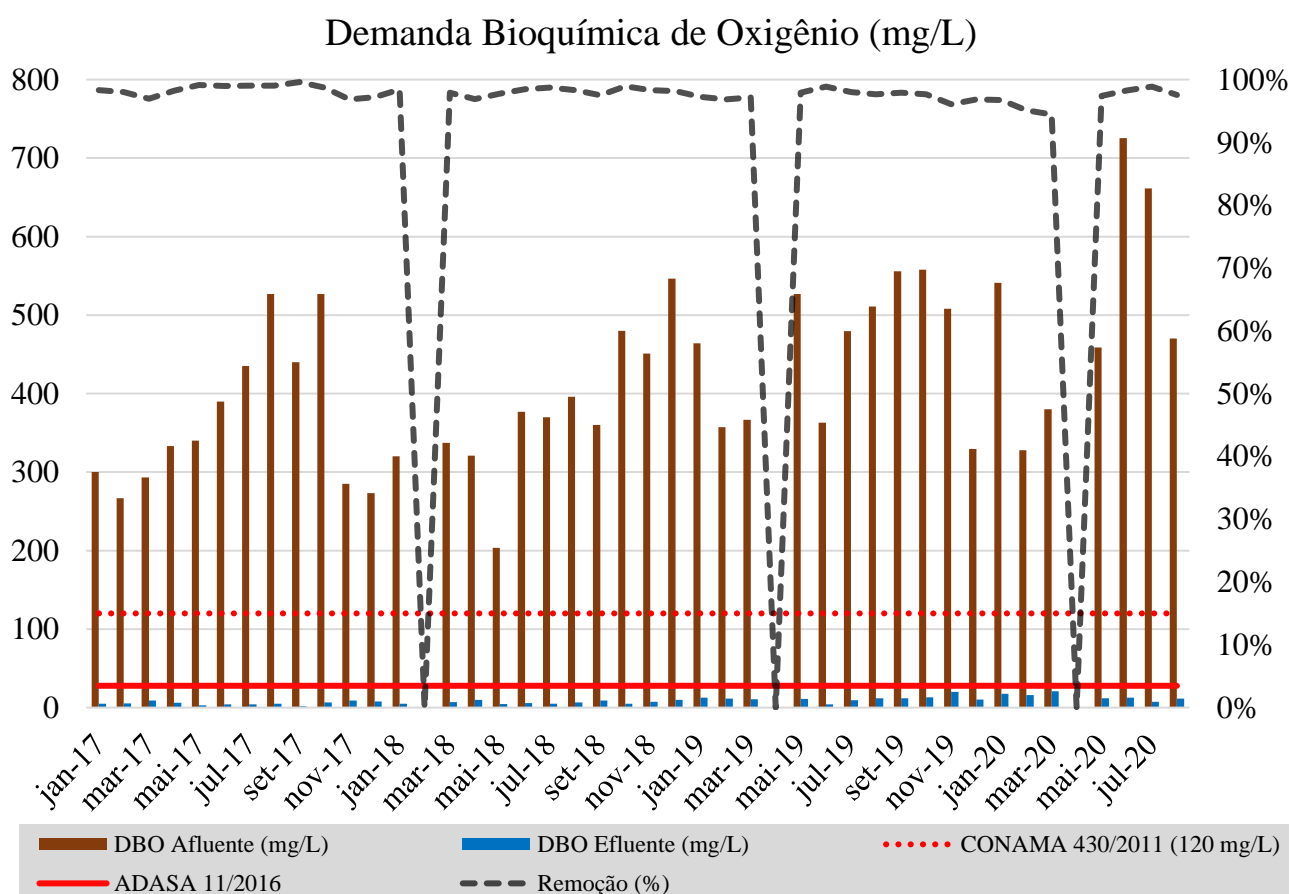


Figura 5.1 – Concentração média de Demanda Bioquímica de Oxigênio no afluente e efluente final, remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul, comparado com a legislação no período de janeiro de 2017 a julho de 2020.

Quanto a análise de remoção da DQO, que não é parâmetro de lançamento definido por legislação, as remoções obtidas alcançaram valores acima de 90% em todos os meses, exceto novembro de 2019 e março de 2020, como observado na Figura 5.2.

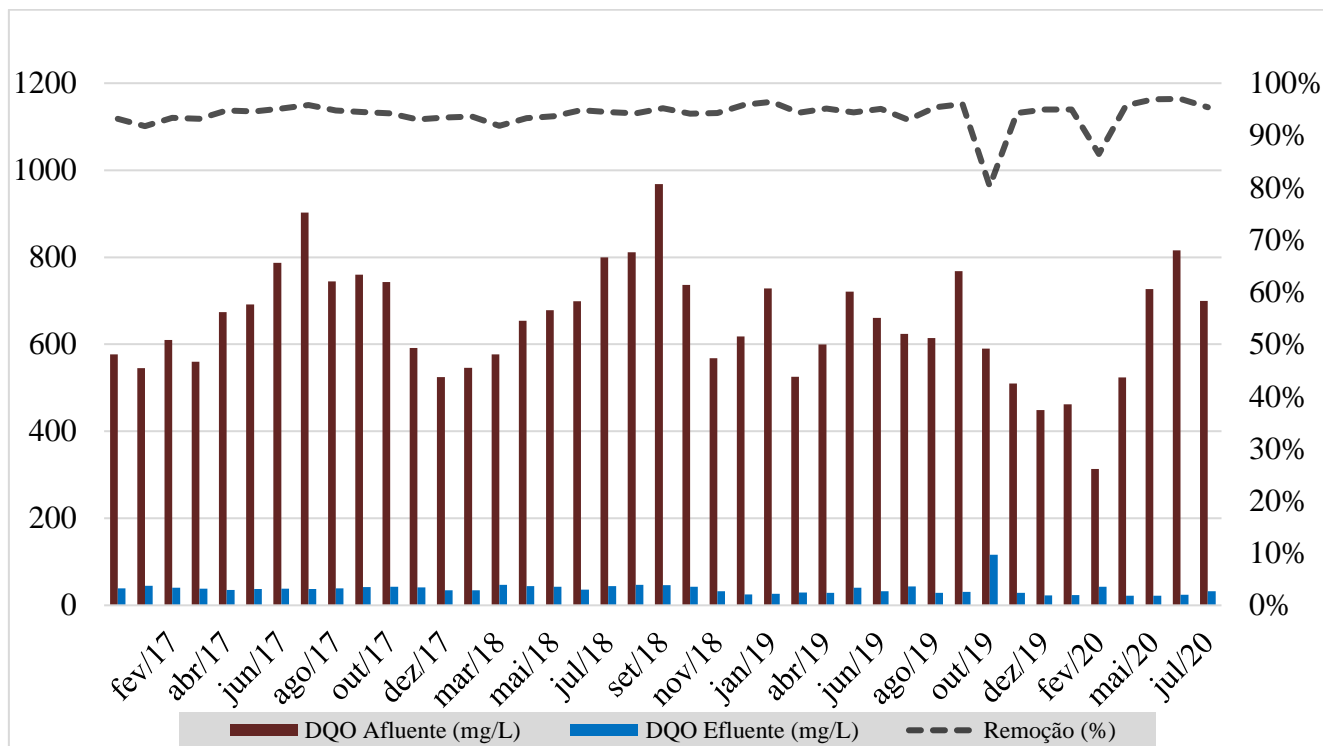


Figura 5.2 - Análise da Demanda Química de Oxigênio e remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul no período de janeiro de 2017 a setembro de 2020.

Nos dados recebidos pela CAESB, foi possível aferir a eficiência das etapas do tratamento na remoção de DQO, apresentada na Figura 5.3, que gerou uma remoção média de aproximadamente 95%, como visto na Figura 5.4.

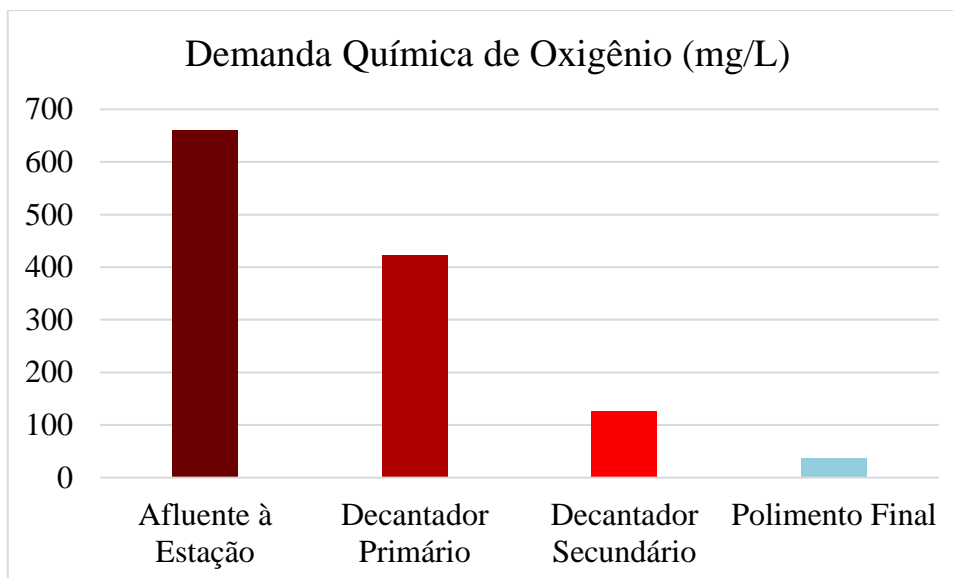


Figura 5.3 – Concentração média aritmética da Demanda Química de Oxigênio (mg/L) ao longo das etapas de tratamento no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.



Figura 5.4 – DQO remanescente média (%) ao longo das etapas de tratamento no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

A análise de Sólidos Suspensos (SS), foi feita em comparação com os valores descritos por Jordão e Pessôa (1995), como metas de concentração de lançamento. Os autores indicaram que o valor do afluente varia entre 120 mgSS/L a 300 mgSS/L, e o efluente final deverá alcançar valores inferiores a 30 mgSS/L, estando, portanto, fora dessa faixa, somente o mês de outubro de 2019, como exibido na Figura 5.5.

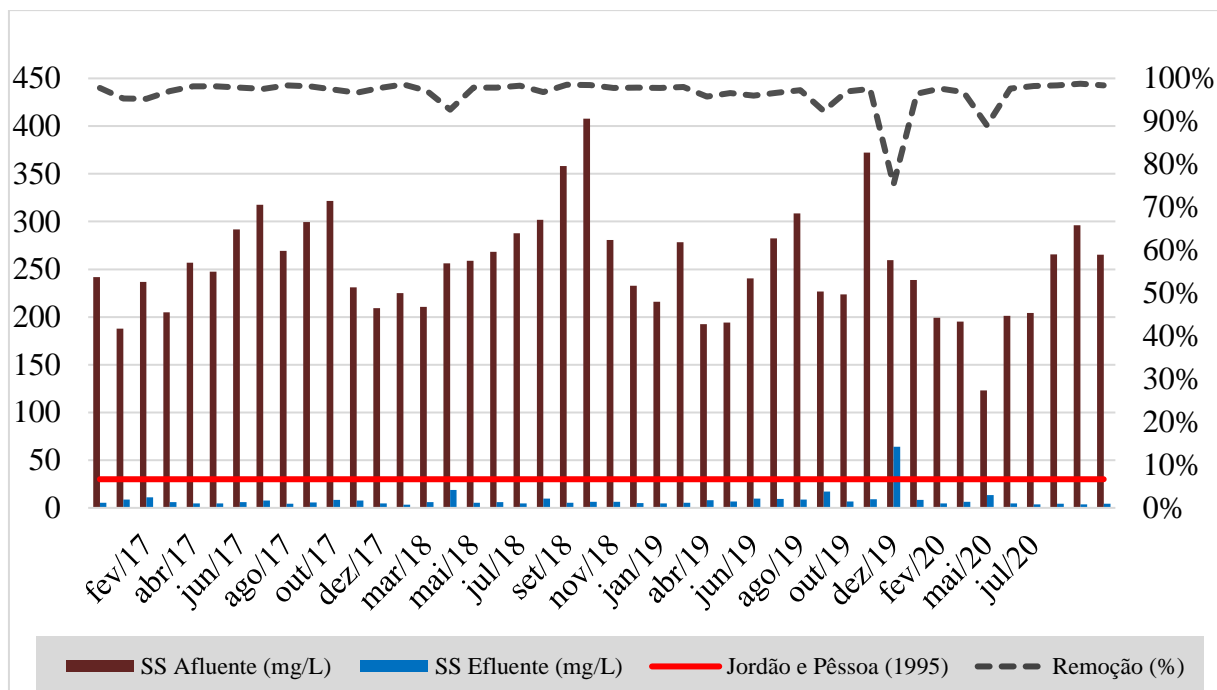


Figura 5.5 – Concentração média de Sólidos Suspensos e remoção do tratamento adotado pela ETEB Sul, no período de janeiro de 2017 a outubro de 2020.

Com os dados recebidos da CAESB, relativos às etapas do tratamento, notou-se que a etapa de polimento final tem grande importância na remoção, como mostrado na Figura 5.6. O valor elevado de SS no decantador secundário provavelmente tem relação com a grande concentração de OAP e, portanto, possui uma quantidade de fósforo inserida nestes micro-organismos.

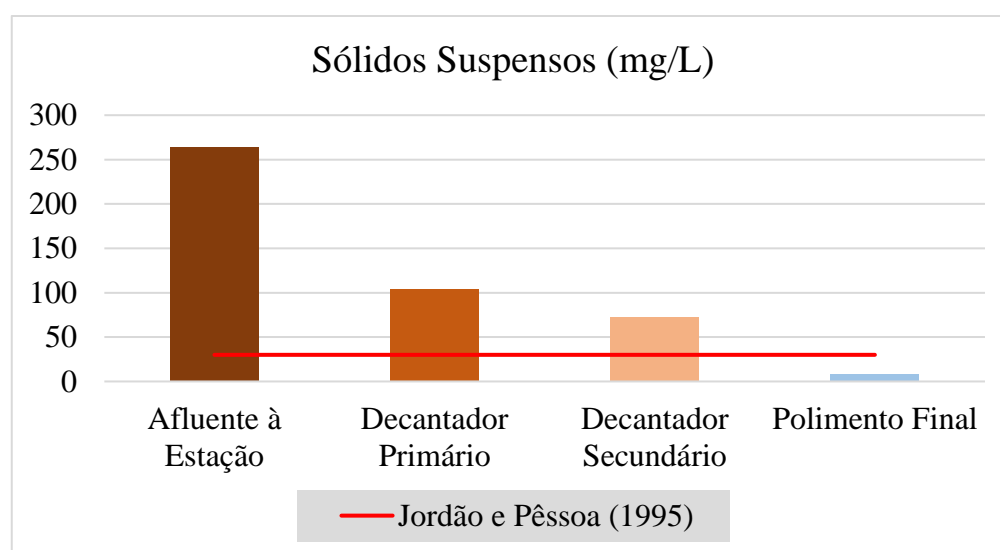


Figura 5.6 - Concentração de Sólidos Suspensos ao longo do tratamento em comparação ao recomendado por Jordão e Pêsoa (1995), no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

O tratamento da ETEB Sul removeu, em média, 97% dos sólidos suspensos presentes no afluente à estação, como mostrado na Figura 5.7.

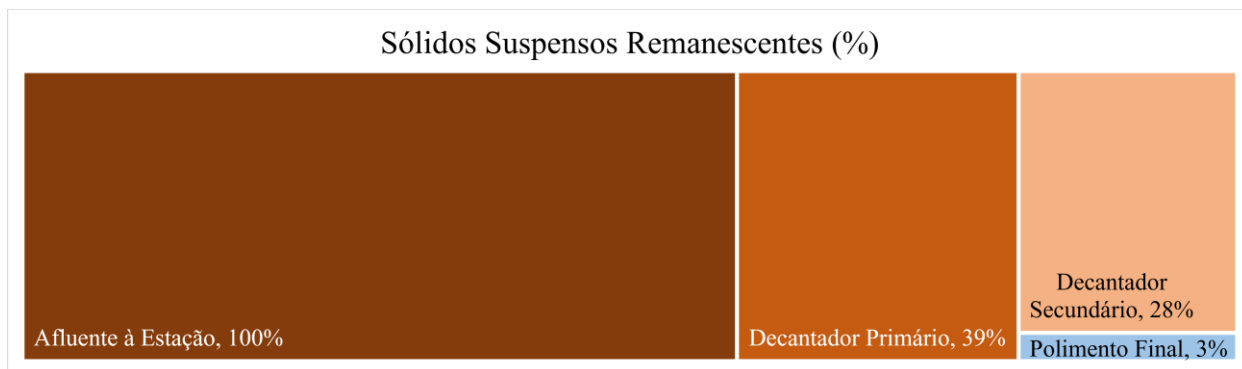


Figura 5.7 – Parcela média remanescente de Sólidos Suspensos (%) nas etapas de tratamento de agosto de 2017 a outubro de 2020.

No que diz respeito a parâmetros biológicos, a análise das concentrações de *Escherichia coli* foi feita comparando os valores obtidos com os padrões de balneabilidade dispostos na CONAMA 274/2000, que indica que as águas impróprias para banho possuem valores de *E. coli* acima de 2.000 organismos por 100 mililitros, valor atingido somente uma vez pelo tratamento, em dezembro de 2017. Considerando que a ETEB Sul não possui etapas de desinfecção, as remoções alcançadas demonstraram um resultado significativo, contudo, para se adequar aos padrões de balneabilidade, deverão ser alcançadas remoções de 5 ordens logarítmicas, como observado na Figura 5.8, sendo possível somente adotando algum processo de desinfecção.

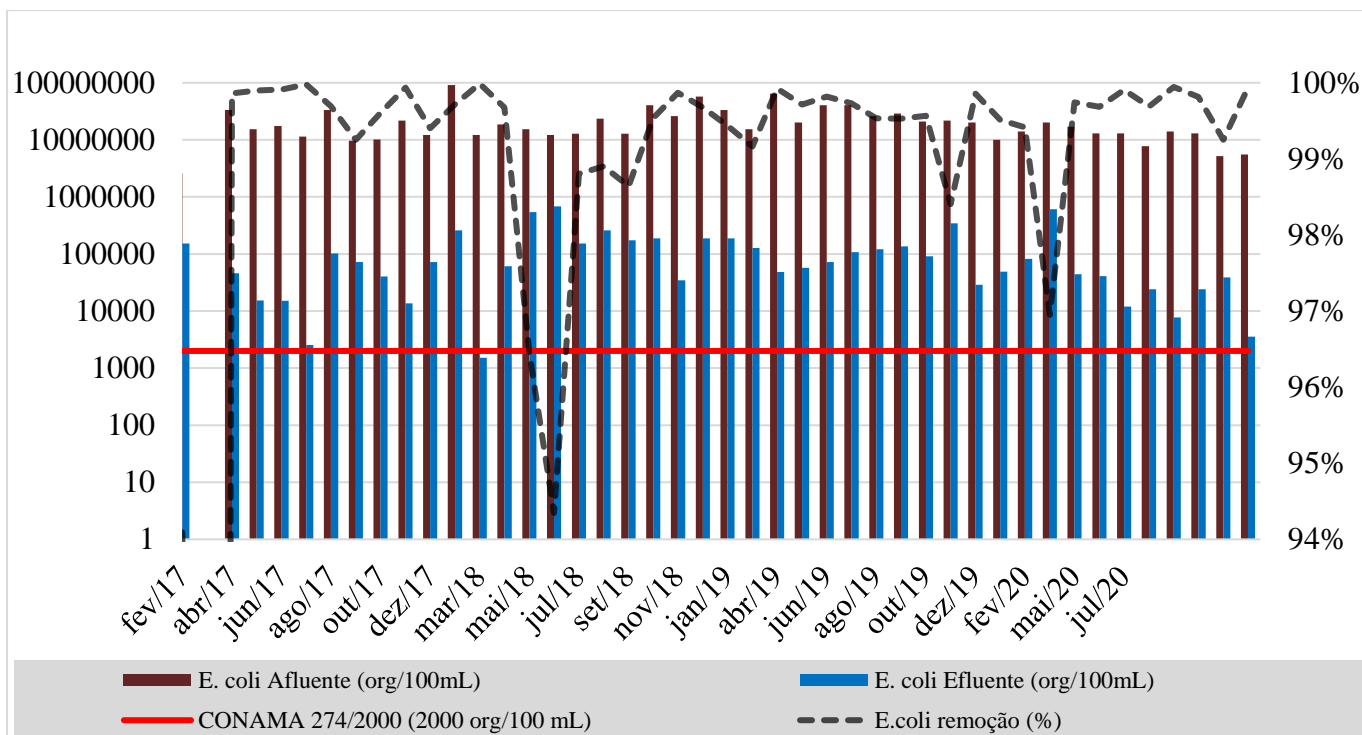


Figura 5.8 - Análise logarítmica da concentração de *Escherichia coli* e remoção pelo tratamento adotado pela ETEB Sul de janeiro de 2017 a outubro de 2020.

Quanto ao nitrogênio amoniacal, parâmetro de lançamento definido pela CONAMA 430/2011, tendo em vista sua toxicidade, que limita o lançamento de efluentes até 20 mg/L, os dados do Painel Interativo se mostraram inadequados para uma análise. Foram disponibilizados valores de apenas 10 meses dos 44 possíveis, cujos dados foram utilizados nas outras análises. Contudo, os dados recebidos da CAESB continham valores de nitrogênio total, que, de acordo com Jordão e Pessoa (1995), é constituído pelas formas nitrogenadas, conforme a Equação 5.1.

$$\text{Nitrogênio total} = N_{\text{orgânico}} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NH}_2^- + \text{NO}_3^- \quad \text{Equação 5.1}$$

O nitrogênio total não é contemplado pela resolução CONAMA, entretanto, através da Resolução ADASA nº 11/2016, que estipula os limites de padrões de lançamento distritais, foram estabelecidos valores limites de nitrogênio total para as ETEBs Sul e Norte, considerando o histórico de eutrofização do Lago Paranoá. Nessa circunstância, o efluente final com um valor médio de 15,5 mgNT/L, não atinge os valores de lançamento impostos pela ADASA, como mostra a Figura 5.9, o que leva a necessidade de aumentar a eficiência dos processos de remoção, que destinaram 24% do nitrogênio afluente ao lago, como mostra a Figura 5.10.

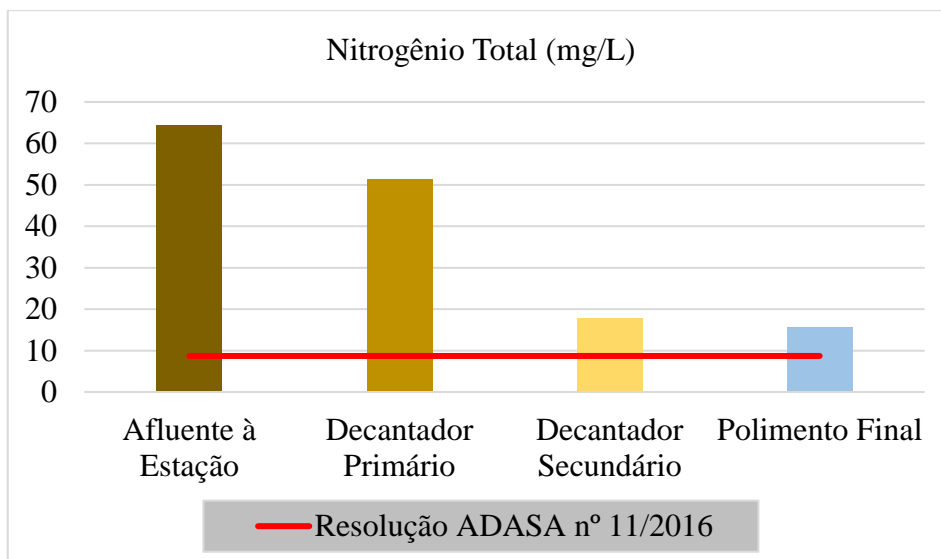


Figura 5.9 – Concentração média de nitrogênio total nas etapas de tratamento da ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

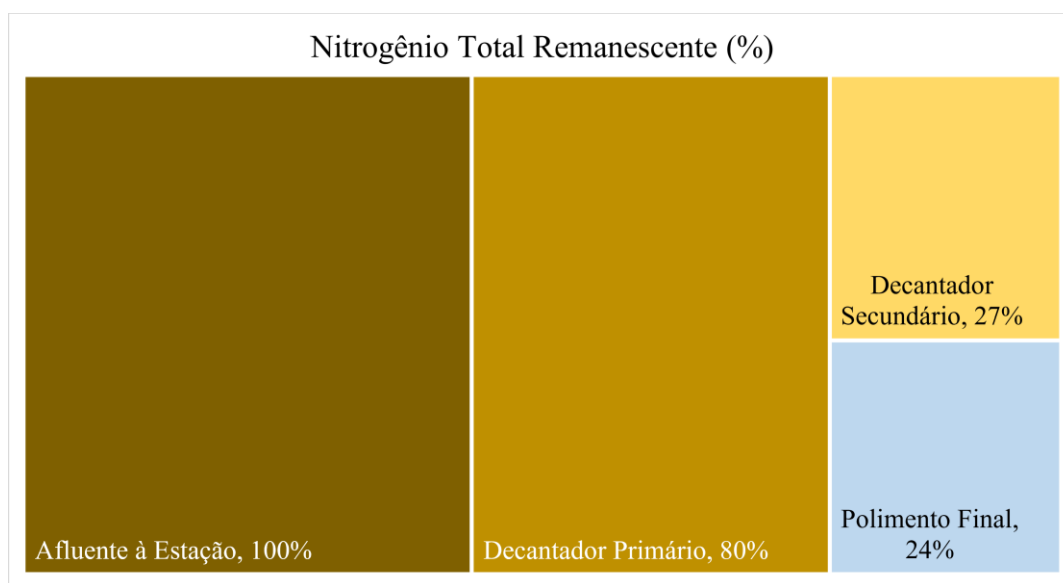


Figura 5.10 – Nitrogênio total remanescente (%) nas etapas de tratamento de agosto de 2017 a outubro de 2020.

Antes de ser analisada a recuperação, foi feito o diagnóstico operacional do fósforo total que, por sua vez, é mencionado na Resolução CONAMA n° 430/2011, citada anteriormente, que expõe:

Art. 17. O órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público. (CONAMA, 2011)

Como o Lago Paranoá se encaixa nas duas situações, de histórico de floração e atual captação, a Resolução ADASA nº 11/2016 também delimita valores para a ETEB Sul, de 0,3 mg/L. Dos 44 meses avaliados, 16 demonstraram valores acima dos padrões de lançamento, como exibido na Figura 5.11.

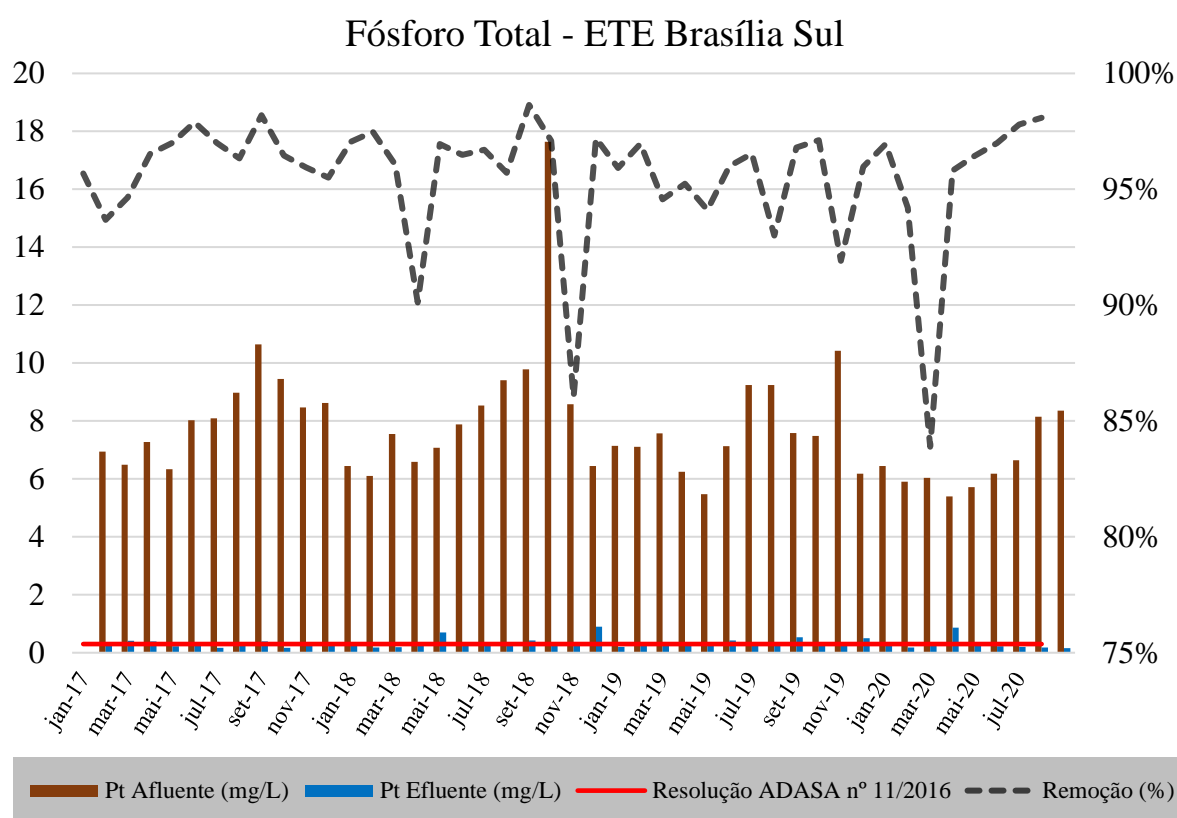


Figura 5.11 – Análise da concentração média e remoção de fósforo total no afluente e efluente no período de janeiro de 2017 a outubro de 2020.

Considerando os dados recebidos da CAESB, o período avaliado mostrou uma concentração média de 0,29 mg/L após o polimento final, dentro do padrão de lançamento distrital, como exibido na Figura 5.12.

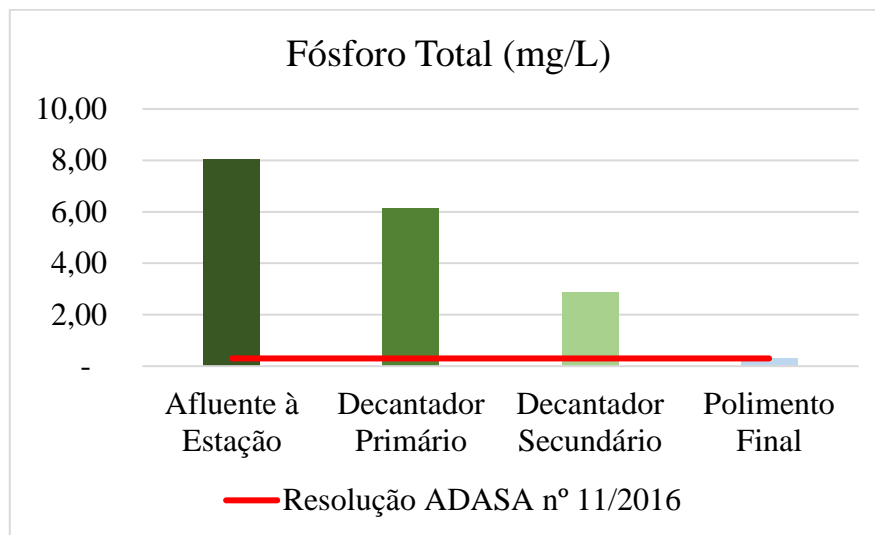


Figura 5.12 - Análise da redução da concentração média de fósforo total nas etapas do tratamento adotado pela ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

Os processos de coagulação e flotação por ar dissolvido, alcançando uma remoção de 96%, deixando uma parcela remanescente de 4% no efluente final, como observado na Figura 5.13.

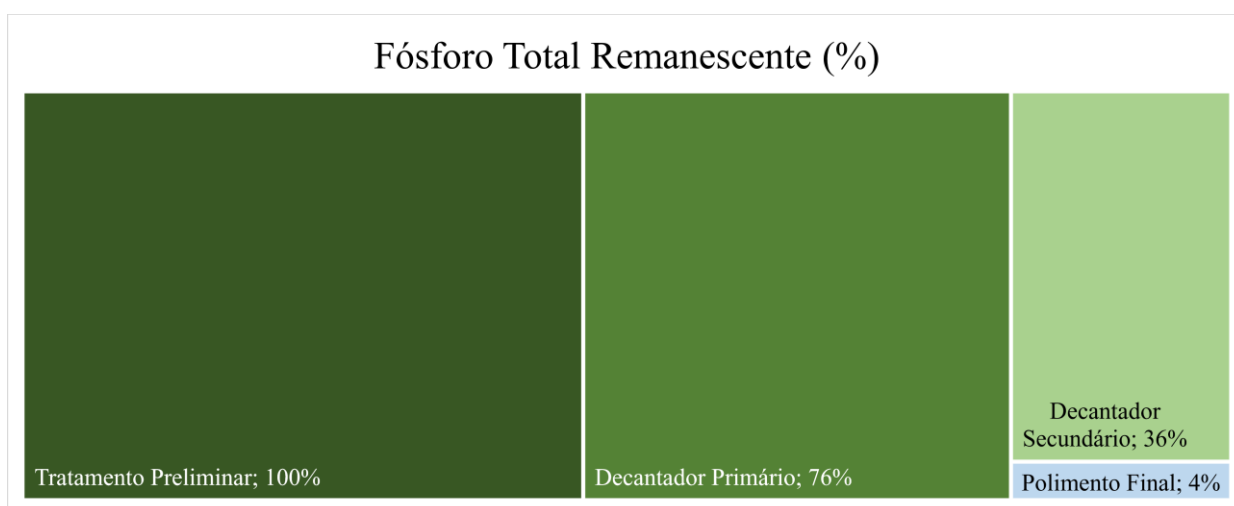


Figura 5.13 – Fósforo total remanescente (%) por etapas de tratamento da ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

É válido ressaltar que ambientes lênticos de classe 2, como o Lago Paranoá, devem ter um valor máximo de 0,03 mg Pt/L. Ao considerar a dimensão do Lago Paranoá, com 498 milhões de m³, a diluição do efluente tratado no lago compromete somente os pontos mais próximos à ETEB Sul, onde há presença de plantas aquáticas.

Considerando o aumento populacional nas regiões administrativas atendidas pela ETEB Sul, devem ser avaliadas alternativas para aumentar a remoção. Além da solução óbvia de aumentar a dosagem do coagulante, uma possibilidade, sustentável e lucrativa, é recuperar o fósforo do efluente drenado da centrífuga antes da recirculação.

5.2. POSSIBILIDADES DE RECUPERAÇÃO DE FÓSFORO

Como discutido na revisão bibliográfica, os efluentes de tratamento de águas residuárias domésticas são um possível ponto de recuperação de fósforo. No caso da ETEB Sul, que já possui um processo de remoção biológica, os custos de implementação podem ser diminuídos.

Com o tratamento voltado para remoção de fósforo, ocorre uma transferência de massa do fósforo dissolvido para o lodo. Com a utilização de sulfato de alumínio, na etapa de polimento final, é obtido um lodo rico em fósforo, mas com alumínio, além de outros possíveis contaminantes. Segundo Vieira (2017), em outra avaliação do sistema de tratamento da ETEB Sul, o alumínio presente no lodo químico pode inibir a digestão anaeróbia, resultando em uma menor estabilização do lodo e produção de metano, devendo ser realizados outros experimentos para evidenciar tal inibição.

No digestor anaeróbio, volta a ocorrer liberação de fósforo pelo estresse gerado aos OAP, conforme descrito na revisão bibliográfica. O lodo digerido anaerobiamente é então encaminhado para a centrifugação para deságue. O efluente resultante desse deságue, drenado da centrífuga, contém elevada concentração de SS e, provavelmente, de fósforo. Com dados disponíveis de concentração de SS nos drenados da centrífuga, foi possível realizar a comparação entre os dois parâmetros, apresentada na Figura 5.14.

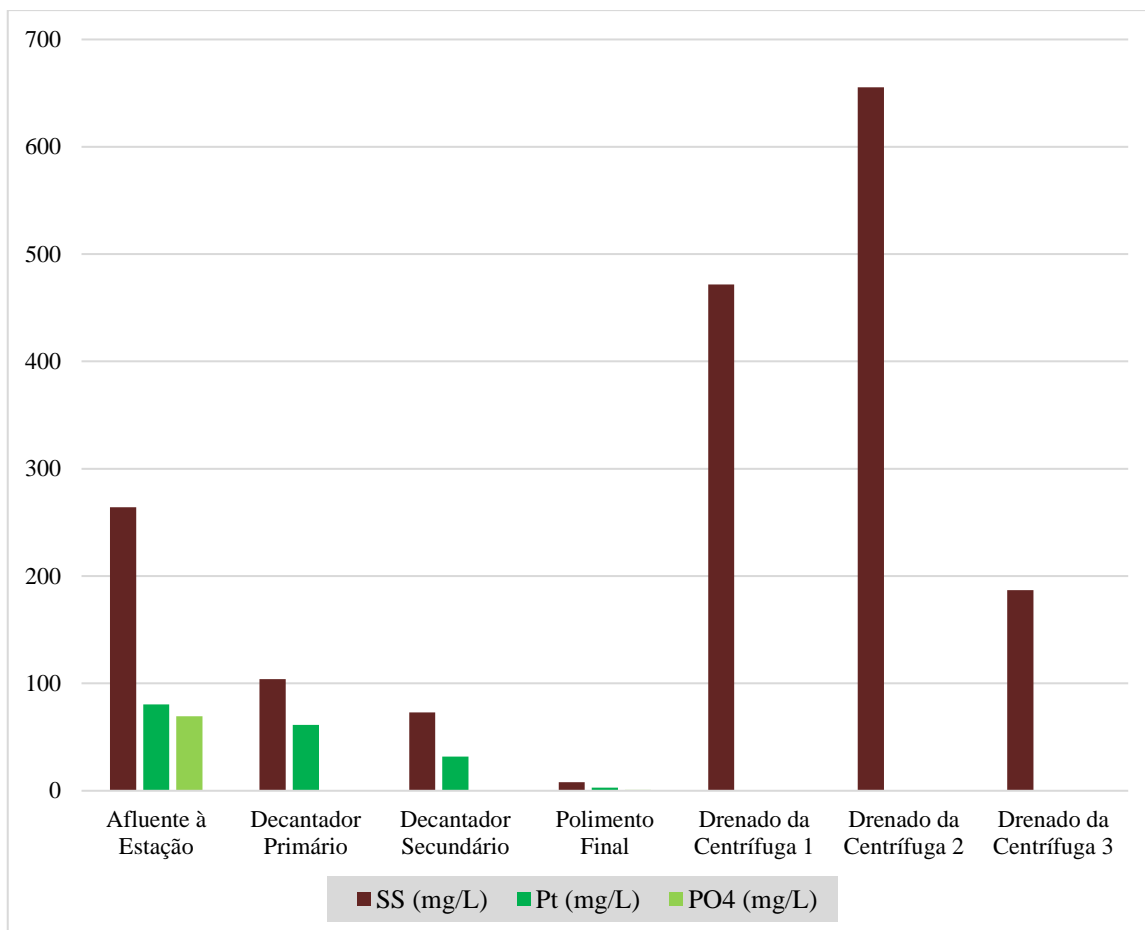


Figura 5.14 - Correlação entre as concentrações médias de Sólidos Suspensos, Fósforo Total x10 e Fósforo Reativo x10 na ETEB Sul no período de agosto de 2017 a outubro de 2020.

É de suma importância ressaltar que, nos sólidos suspensos do decantador secundário, ocorre grande concentração de OAP, com fósforo retido em suas células, outro ponto a ser avaliado na recuperação de fósforo.

Com o intuito de estimar a quantidade de fósforo a ser recuperada e baseado nos conceitos de balanço de massa, Equação 5.2, podem ser concebidos cenários onde, na centrifugação, uma parte do fósforo fica retida no lodo e a outra é recirculada junto aos efluentes drenados.

$$\sum entrada = \sum acúmulo + \sum saída \quad \text{Equação 5.2}$$

De acordo com os dados recebidos pela CAESB, a vazão média afluente no período de agosto de 2017 a outubro de 2020 foi de 1.150 L/s. Considerando a concentração média de fósforo total no afluente, de 8,06 mgPt/L, a entrada média de massa de fósforo total, por

segundo, seria de 9.270 mgPt a cada segundo, ou seja, mais de 292 mil toneladas de fósforo a cada ano.

Para o cálculo de saída de fósforo, foi calculada a massa equivalente ao efluente final, destinado ao Lago Paranoá. Considerando a vazão de saída igual à vazão afluyente à ETEB Sul e a concentração média de 0,30 mgPt/L, indica uma massa de quase 11 mil toneladas de fósforo saindo da ETEB Sul anualmente. Com os dados de carga do afluyente e efluente, foi possível calcular o fósforo acumulado no lodo, de acordo com a Equação 5.3.

$$\sum lodo = \sum afluyente - \sum efluente \quad \text{Equação 5.3}$$

Logo, o acúmulo de fósforo total, no lodo coletado nos decantadores e flotadores, se dá pela diferença entre a massa de fósforo no afluyente e efluente. Resultando em 281 mil toneladas de fósforo, acumuladas no lodo. De acordo com von Sperling (2015), em sistemas de lodos ativados com remoção biológica de fósforo, é possível aferir a fração do nutriente presente nos sólidos suspensos do drenado das centrífugas, sendo que, geralmente, essa fração se concentra na faixa de 2 a 7%.

Considerando a liberação de fósforo na digestão anaeróbia, assim como descrito na zona anaeróbia do tratamento, e a faixa de presença do fósforo nos sólidos em suspensão, é possível a adoção de cenários:

- Cenário 1: Conservador, considerando que somente 2% dos sólidos suspensos do drenado da centrífuga é constituído de fósforo;
- Cenário 2: Realista, considerando que 4,5% dos sólidos suspensos do drenado da centrífuga é constituído de fósforo;
- Cenário 3: Otimista, considerando que 7% do fósforo considerando que somente 2% dos sólidos suspensos do drenado da centrífuga é constituído de fósforo.

Com os cenários acima, foi possível comparar os valores reais com as estimativas, como disposto na Figura 5.15.

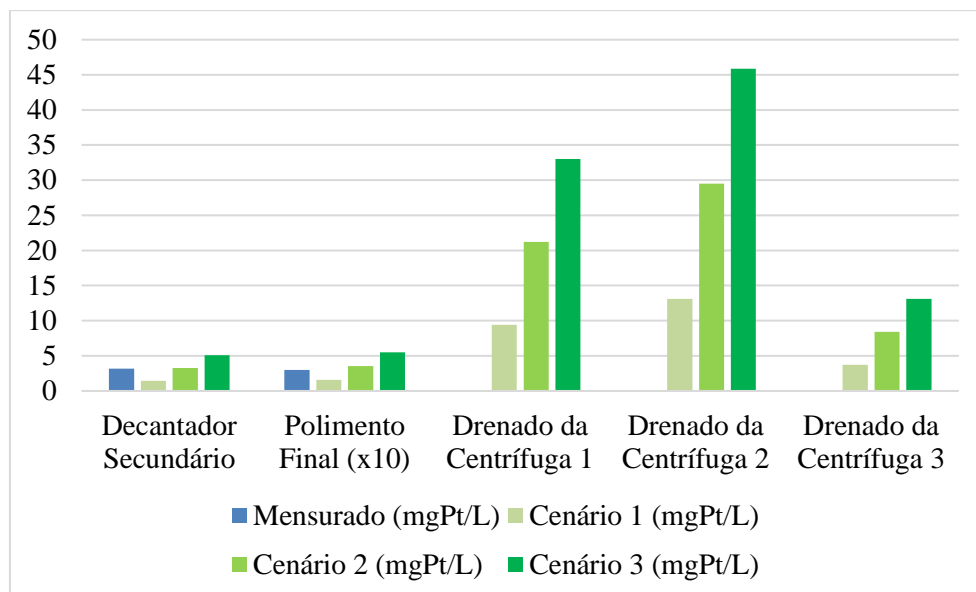


Figura 5.15 – Estimativas de concentrações de fósforo no efluentes do decantador secundário, polimento final (x10) e drenados da centrífuga, de acordo com von Sperling (2015), comparado com o valor experimental médio de agosto de 2017 a outubro de 2020.

Com o cenário 2 sendo o mais próximo dos valores previstos a partir dos dados disponibilizados, seria possível realizar, também estimativas de toneladas de fósforo total, presentes na água de deságue do lodo, produto da digestão anaeróbia e centrifugação, desde que se soubesse a vazão de deságue da centrífuga, dado indisponível para a realização do estudo.

Contudo, é possível notar que o efluente drenado das centrífugas tem elevado potencial de recuperação de fósforo, devendo ser avaliados processos e tecnologias que considerem a presença de patógenos, metais pesados e alumínio, fruto da coagulação.

5.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos parâmetros avaliados, o tratamento adotado pela ETEB Sul obteve resultados satisfatórios quando comparado aos padrões de lançamento de efluentes descritos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Quando comparados à literatura, somente o mês de novembro de 2019 teve valores de Sólidos em Suspensão acima dos valores almejados por (Jordão e Pessôa, 1995). Os parâmetros de matéria orgânica, DBO e DQO, obtiveram resultados satisfatórios, atendendo as legislações federais e distrital vigentes relativas ao lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de águas residuárias em corpos hídricos receptores.

Quando analisados os valores de *Escherichia coli*, deve-se ressaltar que a CAESB disponibiliza um mapa de balneabilidade do Lago Paranoá, descrevendo os pontos próprios e impróprios para usos, sendo restrita a área influenciada diretamente pelo efluente tratado da ETEB Sul, como na Figura 5.16.



Figura 5.16 - Mapa de balneabilidade do Lago Paranoá em dezembro de 2020 (Fonte: CAESB, 2020)

Quando a análise dos dados foi feita comparando com padrões de lançamento distritais, determinados pela Resolução ADASA nº 11/2016, os resultados não se mostraram satisfatórios. O Lago Paranoá, corpo lântico de classe 2, com histórico de eutrofização, manancial de abastecimento além de ser ponto de lazer, com recreação de contato primário, possui padrões de lançamento rígidos. Enquanto os valores de DBO avaliados estiveram dentro dos padrões, diversas análises de nitrogênio e fósforo resultaram em inconformidades com o órgão distrital.

A ETEB Sul adota o sistema de lodos ativados com remoção biológica de nutrientes pelas características do Lago Paranoá, mas o aumento populacional e o conseqüente aumento da vazão afluente comprometem o tratamento. Uma alternativa, visando diminuir estes nutrientes, é através da precipitação de estruvita, nome dado ao fosfato de amônio e magnésio.

Com um efluente drenado de centrífuga rico em fósforo, além do efluente do decantador secundário que possui uma alta concentração de OAP, algumas tecnologias de recuperação de fósforo são possíveis, devendo avaliar, além do efluente de recuperação, características físico-químicas e custos relativos à aquisição do coagulante do processo físico-químico.

Quanto ao processo físico-químico, com a adição de coagulantes, é perceptível que influencia diretamente os parâmetros de DQO e Sólidos em Suspensão, alcançando, em ambos, uma remoção acima de 95% no polimento final. Deve ser avaliada a necessidade de remoção e o custo intrínseco ao uso dos coagulantes para alcançar tais remoções em parâmetros que não influenciam, diretamente, na eutrofização do Lago Paranoá. A substituição de coagulante com um foco maior na remoção e recuperação dos nutrientes, através da adição de magnésio, por exemplo, poderia necessitar de uma quantidade inferior de coagulantes, contribuindo também para a digestão anaeróbia de um lodo sem alumínio.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A Estação de Tratamento de Esgoto de Brasília Sul demonstrou bons resultados na maioria das análises, principalmente quando comparados com os valores da bibliografia e da Resolução CONAMA nº 430/2011. Quando considerada a Resolução ADASA nº 11/2016, que estipula os padrões de lançamentos distritais, somente os valores de DBO não mostraram nenhuma inconformidade. Enquanto o valor médio de lançamento do nitrogênio no período avaliado esteve acima do permitido, o valor médio de fósforo ficou no limite.

No longo prazo, a CAESB deverá considerar o aumento populacional nas regiões administrativas que destinam para as ETEs que o utilizam como corpo receptor, além do fato de que o Lago Paranoá é um manancial de abastecimento, devendo ser avaliada a adoção de um processo de desinfecção, buscando uma remoção de maior ordem logarítmica.

Outro fator a ser considerado, concomitante ao aumento populacional, é a remoção e recuperação de fósforo, um nutriente importante para diversos processos antrópicos, como a agropecuária e limpeza, e de mineração cada vez mais dificultada. As estações de tratamento são o destino comum entre as várias origens do fósforo minerado e consumido, sendo um excelente ponto para realizar o reaproveitamento do nutriente como fertilizante.

Considerando ainda o Marco Legal do Saneamento, que visa transformar os serviços de saneamento em rentáveis, ao mesmo tempo que busca a universalização do saneamento, tem, nos tratamentos centralizados em grandes áreas urbanas, talvez a única oportunidade de realmente alcançar benefícios econômicos, seja no reaproveitamento de energia ou na produção de fertilizantes.

No âmbito do reaproveitamento de fósforo, na ETEB Sul, devem ser avaliados os benefícios de alterar a etapa de polimento final, adicionando, por exemplo, cloreto de magnésio hexahidratado em vez do sulfato de alumínio como agente coagulante, que gera um lodo químico que pode inibir o processo de digestão anaeróbia e, conseqüentemente, a produção de metano. Deverão ser considerados, além do ganho financeiro devido à produção de fertilizantes, retirar o efluente das centrífugas da recirculação para o início do processo de tratamento, que, a princípio, aumenta a concentração de sólidos suspensos e fósforo no efluente a ser tratado. Essa reinserção, cria a necessidade de remover novamente uma parte que já foi removida, transferindo a massa de fósforo dissolvido em particulado para retirada no processo de flotação por ar dissolvido, aumentando, assim, o consumo do coagulante.

Também é necessário ressaltar as características desse efluente drenado: sólidos suspensos e fósforo abundantes e baixa quantidade de matéria orgânica, estabilizada pela digestão anaeróbia.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - ADASA - (2016). Anexo I - Manual de Avaliação de Desempenho da Prestação dos Serviços de Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário do Distrito Federal.
- Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal - ADASA, (2020). Relatório de Monitoramento do Atendimento ao Padrão de Lançamento Outorgado pelas Estações de Tratamento de Esgoto no Distrito Federal.
- BRASIL. (2018) Relatório de Avaliação Anual 2018 - Plano Nacional de Saneamento Básico. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental Plano Nacional de Saneamento Básico.
- BRASIL. (2019) Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto 2019. Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretária Nacional de Saneamento - SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.
- Carlson R. E., (1977). "A trophic state index for lakes". *Limnology and Oceanography*. v. 22, p. 361–369.
- Companhia de Planejamento do Distrito Federal - CODEPLAN, (2019). Anuário Estatístico de 2018 do Distrito Federal.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, (2000). Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 3p.
- Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, (2005). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 27p.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, (2011). Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 8p.

- Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal - CAESB (2018). Atlas da CAESB. Disponível em <<http://arcg.is/09H09q>>
- Cordell, D.; Drangert, J-O; White S. (2009) The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Glob. Environ. Change* 19, 292-305.
- Desmidt, E.; Ghyselbrecht, K.; Zhang Y.; Pinoy L.; Van Der Bruggen B.; Verstraete W.; Rabaey K.; Meesschaert B., (2015) Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.
- Doyle, J. D.; Parsons, S. A., (2002). Struvite formation, control and recovery. v. 36, n. March, p. 3925–3940.
- European Commission - COM, (2014). Communication from the Commission: On the Review of the List of Critical Materials for The EU and The Implementation of The Raw Materials Initiative SWD.
- Jia, G.; Zhang H.; Krampe J.; Muster T.; Gao B.; Zhu N.; Jin B. (2017). Applying a chemical equilibrium model for optimizing struvite precipitation for ammonium recovery from anaerobic digester effluent. *J. Clean. Prod.* 2017, 147, 297–305.
- Jordão, E. P. e Pessôa, C. A., (1995). Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 932p.
- Lamparelli, M. C. (2004). Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Liu, Y.; Villalba, G.; Ayres, R. U., (2008). Global Phosphorus Flows and Environmental Impacts from a Consumption Perspective. v. 12, n. 2, p. 229–247.
- Luz, E.; Bashan, Y. (2004) Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Research*, v. 38, n. 19, p. 4222–4246.
- Marti N.; Bouzas A.; Seco A.; Ferrer J. (2008). Struvite precipitation assessment in anaerobic digestion processes. *Chem. Eng. J.* 141, 67-74.

- Melia, P. M.; Cundy A. B.; Sohi S. P.; Hooda P.S.; Busquets R. (2017). Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*.
- Metcalf, W. e Eddy, C., (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*.
- Mota, F. S. B.; von Sperling, M., (2009). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.
- Piveli, R. P.; Kato, M.T., (2006). *Qualidade das águas e poluição: Aspectos Físico-Químicos*, 1ª Ed., ABES-Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo. 285 p.
- Reijnders, L. (2014). Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 93, p. 32–49.
- Ribarova, I.; Dimitrova S.; Lambeva R.; Wintgens T.; Stemann J.; Remmen K., (2017). Phosphorus recovery potential in Sofia WWTP in view of the national sludge management strategy. *Resources, Conservation and Recycling*. v. 116, p. 152–159.
- Rossetti, S.; Tandoi, V.; Wanner, J., (2017). *Activated Sludge Separation Problems: Theory, Control Measures, Practical Experiences - Second Edition*. Water Intelligence Online.
- Sedlak, R. (2018). *Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: principles and practice*.
- Soares, S. R. A.; Bernardes, R. S.; Cordeiro Netto, O. DE M., (2002). Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 18, n. 6, p. 1713–1724.
- Tonetti, A. L.; Brasil, A. L.; Madrid, F. J. P. L. *et al.*, (2018). *Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para escolha de soluções*. Biblioteca da Universidade de Campinas (UNICAMP). Campinas, São Paulo, Brasil.
- Vieira, G. C., (2017). *Inibição e toxicidade no processo de digestão anaeróbia dos lodos gerados na ETE Brasília Sul: estudo em escala laboratorial*. xi, 78 f., il. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) — Universidade de Brasília, Brasília.

- Von Sperling, M. (1996). *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.
- Von Sperling, M. (2002). *Lodos ativados. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil.
- Von Sperling, M., (2015). *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. Water Intelligence Online.
- Von Sperling, M. (2015). *Basic Principles of Wastewater Treatment*. Water Intelligence Online.
- Von Sperling, M. (2015). *Activated Sludge and Aerobic Biofilm Reactors*. Water Intelligence Online.