

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

**AVALIAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE POLUENTES NA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS BRASÍLIA SUL COM
ENFOQUE NO FÓSFORO**

MARCOS FELIPE PUCCINELLI PORTELA

ORIENTADORA: ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM

**MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL EM ENGENHARIA
AMBIENTAL**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO/2018

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

**AVALIAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE POLUENTES NA
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS BRASÍLIA SUL COM
ENFOQUE NO FÓSFORO
MARCOS FELIPE PUCCINELLI PORTELA**

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.

APROVADO POR:

**ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM (Dra.)
(ORIENTADORA)**

ANTÔNIO JOSÉ DE BRITO (Eng.)

YOVANKA PEREZ GINORIS (Dra.)

DATA: BRASÍLIA/DF, 10 de DEZEMBRO de 2018.

FICHA CATALOGRÁFICA

PORTELA, MARCOS FELIPE

Avaliação das eficiências de remoção de poluentes na estação de tratamento de esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo.

xiii, XX p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Bacharel, Engenharia Ambiental, 2018)

Monografia de Projeto Final - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Recuperação de fósforo 2. Fósforo

3. Remoção biológica de fósforo 4. Remoção química de fósforo

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

PORTELA, M.F.P. (2018). Avaliação das eficiências de remoção de poluentes na estação de tratamento de esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo.

Monografia de Projeto Final, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Marcos Felipe Puccinelli Portela

TÍTULO DA MONOGRAFIA DE PROJETO FINAL: Avaliação das eficiências de remoção de poluentes na estação de tratamento de esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo.

GRAU / ANO: Bacharel em Engenharia Ambiental / 2018.

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.

Marcos Felipe Puccinelli Portela

marcosfportela@gmail.com

À minha mãe que sempre sonhou com minha formatura.

Dedicatória

Agradecimentos

Agradeço à UnB pela experiência e amizades fantásticas proporcionadas, além da diversão, festas e momentos especiais vividos, aos meus amigos de semestre, especialmente à Aninha, Iara, Matheus, Gadu, Bem, Franck, Ju, Lukeka, Tio, Smurf, Bahia, Bárbara e Vinicius por todo apoio e união durante esse período, aos diversos grupos de amigos formados, como o Katinguele e AC Info, à gestão do centro acadêmico do qual fiz parte por 2 anos, onde fiz grandes amigos e projetos, ao Guilherme(japa), Guilhermino, Jales, Sis, Stef, Pedro G. e José. Agradeço também aos todos meus parentes, que sempre me apoiaram, especialmente à minha avó Raquel e avô Luiz, de quem sempre tive orgulho, apressado e proximidade, à Tacciana e Bárbara, tio Júlio(família), tio Pedro(família) e Fernandinha. Agradeço aos meus amigos que me acompanham há anos, Franco, Vinicius, Ana Isabel, Moisés, Mateus, Raphael, Gabriel, Daniel, Winston, Cayre, Brenda, Iago, Correa, Pessanha, Thiago, Marcelo, Morgado e aos demais amigos do CECAN e um agradecimento especial ao Fel, Braga e Renato por terem me ajudado no Projeto Final, à minha Namorada, Najara, por todos os momentos e apoio sempre. Agradeço também a todos os professores que tive aula, que de alguma forma contribuíram com meu crescimento, um agradecimento especial às professoras Cristina e Yovanka, aos professores Matsuo, Ricardo e Francisco e o mestrando Marcelo por todo apoio e ajuda nos momentos difíceis, ao professor Oscar Cordeiro pela paciência, ajuda, força e oportunidades no momento em que precisei e à Professor Ariuska Amorim, também pelo apoio, força e acolhimento durante o Projeto Final. E, finalmente, agradeço ao meu pai por todas as oportunidades proporcionadas e por sempre me apoiar e à minha mãe, por todo ensinamento, força, carinho e alegria que sempre passou para mim, à todas nossas viagens e momentos especiais, às cobranças e exigências que sempre foram para o meu crescimento, agradeço por tudo.

Resumo

O fósforo é um macronutriente essencial para os sistemas biológicos de tratamento, entretanto o lançamento de concentrações excessivas de fósforo em ambientes aquáticos pode causar processo de eutrofização. Além disso, o fósforo é um recurso finito, com suas maiores reservas concentradas em poucos países. Sendo um elemento primordial para a agricultura e um dos principais componentes para fertilizantes. A necessidade de se remover e aproveitar o fósforo das águas residuárias, vem tanto da preocupação com o ambiente, quanto da necessidade de se reciclar o nutriente, sendo o esgoto, a principal água residuária em que se é possível reciclar o fósforo. A remoção e o aproveitamento do fósforo de águas residuárias domésticas podem ser realizados por meio de diferentes processos, tanto biológico como físico-químicos, que podem ser aplicados em várias etapas do tratamento. Dessa forma, neste projeto, pretendeu-se avaliar a eficiência de remoção de poluentes nos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo e a identificação das principais tecnologias para recuperação de fósforo disponíveis e propondo estratégias para a aplicação da melhor forma de se remover e recuperar o fósforo presente. A metodologia usada nesse trabalho foi dividida em 4 etapas. Na Etapa 1 foi feita a caracterização da ETEB Sul a partir do estudo detalhado do fluxograma de tratamento com a descrição detalhada dos sistemas de tratamento. Nesta Etapa foi possível estudar de forma aprofundada, principalmente, o processo biológico de remoção de P. A partir dos dados de monitoramento da ETEB Sul, referentes aos anos 2016, 2017 e 2018, foi realizado o diagnóstico dos sistemas com enfoque na remoção do P. Então foi feita uma análise quanto à viabilidade de implantação das principais tecnologias disponíveis e estratégias para remoção e recuperação do fósforo. A partir da análise dos dados concluiu-se que a remoção global de fósforo da ETEB Sul é satisfatória uma vez que atende aos requisitos das resoluções CONAMA 357/2008 e CONAMA 430/2011 entretanto a remoção de fósforo observada apenas no sistema biológico apresenta grandes flutuações e não atende aos requisitos preconizados na legislação citada anteriormente. As remoções de matéria orgânica, nitrogênio e sólidos em suspensão apresentaram-se satisfatórias com concentrações finais de acordo com a legislação. Observou-se a inexistência de uma tecnologia eficiente para a recuperação do fósforo. A utilização do lodo, após adequação aos parâmetros da legislação vigente, apresenta-se como alternativa viável para reaproveitamento do fósforo presente no esgoto sanitário tratado na ETEB Sul.

Palavras chaves: Tratamento de esgoto sanitário, Fósforo, Recuperação de fósforo, Remoção biológica de fósforo, Remoção química de fósforo

Sumário

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS.....	15
2.1. Objetivo geral.....	15
2.2. Objetivos específicos	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
3.1. Fósforo	16
3.2. Processos de remoção de fósforo de águas residuárias.....	18
3.2.1. Remoção biológica de fósforo de águas residuárias:	19
3.2.1.1. Fase Anaeróbia.....	21
3.2.2. Fase Aeróbia.....	22
3.2.3. Fatores influentes na EBPR	22
3.2.3.1. Fatores ambientais.....	22
3.2.3.2. Parâmetros de projeto.....	23
3.2.3.3. Características do esgoto afluente.....	24
3.2.3.4. Sólidos em suspensão no efluente	24
3.2.3.5. Sistema PHOXNAN	24
3.3. Remoção química de fósforo de águas residuárias	25
3.3.1. Remoção de fósforo de correntes líquidas com sais de metais.....	26
3.3.1.1. Pontos de adição de sais de metal no sistema de tratamento de esgoto	27
3.3.2. Remoção de fósforo de correntes líquidas com cálcio	28
3.3.2.1. Pontos de adição de cálcio no sistema de tratamento de esgoto	29
3.3.3. Formação Química de estruvita para remoção de amônia e fósforo	30
3.3.3.1. Sistema PHOSPAQ™	32
3.3.3.2. Sistema PHOSNIX™	32
4. Metodologia.....	33
4.1. ETAPA 1: Caracterização da ETE Brasília Sul;.....	34
4.2. ETAPA 2: Avaliação da eficiência de remoção de fósforo nas diferentes etapas do sistema de tratamento da ETEB Sul;	36
4.3. ETAPA 3: Identificação das principais tecnologias para recuperação de fósforo disponíveis na literatura e avaliação da possibilidade de sua aplicação na ETEB Sul;	37
4.4. ETAPA 4: Proposição de uma estratégia de remoção/recuperação do fósforo presente nos efluentes líquidos e nos lodos gerados na ETEB Sul.	37
5. Resultados e Discussões.....	38
.... Avaliação da eficiência de remoção de fósforo nas diferentes etapas do sistema de tratamento da ETEB Sul.....	39
5.1.	39

5.1.1.	pH	39
5.1.2.	Alcalinidade Total.....	39
5.1.3.	Sólidos em Suspensão (SST).....	41
5.1.4.	Demanda Biológica de Oxigênio – DBO	43
5.1.5.	Demanda Química Total – DQO _T	46
5.1.6.	Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada – DQO _F	47
5.1.7.	Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	49
5.1.8.	Fosfato (PO₄ –).....	51
5.1.9.	Fósforo total (PT)	53
5.2.	: Estratégias para remoção/recuperação do fósforo presente nos efluentes líquidos e nos lodos gerados na ETEB Sul.	55
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	58
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59

Índice de Figuras

Figura 3. 1 - Distribuição porcentual do destino do fósforo (RIBAROVA et al., 2017)	16
Figura 3. 2 - Ciclo do fósforo (Melia et al. 2017)	17
Figura 3. 3 - Distribuição mundial de reservas de fósforo modificado de FERREIRA, 2014.....	18
Figura 3. 4 - Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo (Von Sperling, 2002).....	20
Figura 3. 5 – Destino da DBO e ortofosfato (SEDLAK, 1991).....	21
Figura 3. 6 - Ilustração esquemática do processo PHOXNAN (Blocher; Niewersch; Melin, 2012)....	25
Figura 3. 7 - Diagrama de solubilidade de fosfato férrico e de alumínio em equilíbrio com o fosfato solúvel (Metcalfy; Eddy, 2016)	27
Figura 3. 8 - Estação de tratamento de esgoto com os pontos de adição de sais de metais e cálcio, modificado de EGLE et al., 2016.....	27
Figura 3. 9 - Dosagem de cal hidratada para elevar o pH a 11, como função da alcalinidade do esgoto bruto (Metcalfy; Eddy, 2016).....	29
Figura 4. 1 Fluxograma das etapas do projeto	33
Figura 4. 2 - Representação esquemática da ETEB SUL (SIESG/CAESB, 2008	34
Figura 4.3 - Posição da estação de tratamento de esgotos Brasília Sul (Imagens google maps, 2018)	35
Figura 4. 4 - ETE Brasília Sul (Fonte: SIESG/CAESB – 2012).....	36
Figura 5. 1 - Alcalinidade Total do ano 2016	40
Figura 5. 2 - Alcalinidade total do ano 2017.....	40
Figura 5. 3 - Alcalinidade total até o mês Julho do ano 2018.....	41
Figura 5. 4 - Sólidos em Suspensão no ano de 2016.....	42
Figura 5. 5 - Sólidos em Suspensão no ano de 2017.....	42
Figura 5. 6 – Sólidos em Suspensão de Janeiro até Julho de 2018	43
Figura 5. 7 – Boxplot DBO efluente final nos anos 2016, 2017 e 2018	44
Figura 5. 8 – DBO no ano 2016.....	44
Figura 5. 9 – DBO no ano 2017	45
Figura 5. 10 – DBO de Janeiro até Julho de 2018	45
Figura 5. 11 – DQO no ano 2016.....	46
Figura 5. 12 – DQO no ano 2017.....	47
Figura 5. 13 – DQO de Janeiro até Julho de 2018	47
Figura 5. 14 - DQOF no ano 2016	48
Figura 5. 15 - DQOF no ano 2017	48
Figura 5. 16 - DQOF de Janeiro até Julho de 2018.....	49
Figura 5. 17 – Gráfico Boxplot da dispersão de dados de N-NH ₃ nos anos 2016, 2017 e 2018	50
Figura 5. 18 – N-NH ₃ no ano 2016	50
Figura 5. 19 – N-NH ₃ no ano 2017	51
Figura 5. 20 – N-NH ₃ de Janeiro até Julho do ano 2018.....	51
Figura 5. 21 – Gráfico Boxplot PO ₄₃ – no efluente após o tratamento biológico nos anos 2016, 2017 e 2018 (de Janeiro até Julho).....	52
Figura 5. 22 - Gráfico Boxplot PO ₄₃ – no efluente após o tratamento biológico e efluente final nos anos 2016, 2017 e 2018 (de Janeiro até Julho)	53
Figura 5. 23 - Gráfico Boxplot PT no efluente final para os anos 2016, 2017 e 2018.....	54
Figura 5. 24 – Gráfico Boxplot das concentrações de fósforo total do afluente à estação, efluente do tratamento biológico e efluente final.....	55

Índice de Tabelas

Tabela 3.1 - Reações químicas envolvidas na química da estruvita (Metcalfy; Eddy, 2016).....	31
Tabela 5. 1 - Taxas de remoção de fósforo entre o afluente à estação (Ponto 1), efluente do tratamento biológico (Ponto 3) e efluente final (4).....	54

Índice de Equações

Equação 3.1 – 21
Equação 3.2 – 26

|

Lista de nomenclaturas e abreviações

ADASA	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal
AGV	Ácidos Graxos Voláteis
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOS	Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQOF	Demanda Química de Oxigênio Filtrada
EBPR	Processo Avançado de Remoção Biológica de Fósforo
ETE B	Estação de Tratamento de Esgoto de Brasília
FAP	Fundação de Apoio à Pesquisa
OAP	Organismos Acumuladores de Fosfato
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogênionico
PHB	Polihidroxbutirato
PO ₄ ³⁻	Fosfato
PT	Fósforo Total
RA	Região Administrativa
SS	Sólidos em Suspensão
SST	Sólidos em Suspensão Totais
UGL	Unidade Geradora de Lodo

1. INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e o aumento das demandas por bens e serviços, observou-se, como consequência direta, o aumento na geração de águas residuárias domésticas e industriais. Com isso, para se evitar processos de poluição de corpos hídricos, em decorrência do lançamento de efluentes líquidos, vários estudos têm sido desenvolvidos visando à otimização dos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias com foco tanto na eficiência do tratamento e qualidade do efluente final quanto no manejo do lodo gerado.

No Brasil, por muitos anos, os sistemas de tratamento de esgotos foram concebidos apenas para a remoção de matéria orgânica carbonácea, sem considerar a necessidade da remoção de nitrogênio e fósforo que são macronutrientes necessários ao equilíbrio nutricional nos sistemas biológicos de tratamento. Entretanto, esses macronutrientes, quando lançados em corpos hídricos receptores susceptíveis podem provocar processos de eutrofização, sendo o fósforo o nutriente limitante.

O crescimento da demanda por alimentos gerou um grande aumento do uso de fósforo. O fósforo, é o principal nutriente usado para a produção agrícola, e a sua principal fonte são rochas fosfatadas, que são consideradas um recurso finito e não renováveis. As reservas de fósforo estão concentradas em cinco países, com 90 % dessa reserva localizada no Marrocos. As estimativas para a escassez do fósforo, por conta de dados incertos, variam de poucos anos para mais de um século.

Dessa forma, a necessidade de se remover e aproveitar o fósforo das águas residuárias, vem tanto da preocupação com o ambiente, quanto da necessidade de se reciclar o nutriente, sendo o esgoto, a principal água residuária em que se é possível reciclar o fósforo, podendo ser recuperado aproximadamente entre 8 e 9% do fósforo retirado das minas (Ribarova *et al.*, 2017). A remoção e o aproveitamento do fósforo de águas residuárias domésticas podem ser realizados por meio de diferentes processos, tanto biológico como físico-químicos, que podem ser aplicados em várias etapas do tratamento.

A remoção biológica de fósforo tem sido amplamente difundida, considerado um processo de tratamento de efluentes ambientalmente sustentável (Ferreira, 2014), é baseado na capacidade de alguns microrganismos de acumular mais fósforo que o necessário para seu metabolismo a partir da alternância entre condições anaeróbias e aeróbias/anóxicas (Tarayre *et al.*, 2016).

O processo de remoção química do fósforo é eficiente porém apresenta alguns efeitos negativos, como a possibilidade da presença de metal no lodo do esgoto (Tarayre *et al.*, 2016). Na remoção química de fósforo, a retirada pode ocorrer por diversos processos, como a adição de sais de metais ou a adição de cálcio na corrente líquida. A remoção também pode ocorrer pela formação e retirada da estruvita. Atualmente vários estudos têm sido realizados no sentido de otimizar a remoção do P por meio da precipitação com formação de estruvita. A estruvita é um composto formado por magnésio, fosfato e nitrogênio, que possui baixa solubilidade em água e apresenta grande potencial para uso como fertilizante agrícola.

A estação de tratamento de esgoto Brasília Sul, está localizada no Lago Sul e lança seu efluente tratado no lago Paranoá. Por anos houve problemas de excesso de carga biológica nesse lago, parte desse incômodo foi causado pela falta de estrutura da ETEB Sul, que não era capaz de atender a população que havia crescido muito acima do planejado e o tratamento do esgoto era realizado em nível secundário, o fósforo remanescente no efluente secundário era assimilado por microalgas e cianobactérias.

Dessa forma, neste projeto, pretendeu-se avaliar a eficiência de remoção de poluentes nos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo e a identificação das principais tecnologias para recuperação de fósforo disponíveis e propondo estratégias para a aplicação da melhor forma de se remover e recuperar o fósforo presente.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Avaliação das eficiências de remoção de poluentes na estação de tratamento de esgoto Brasília Sul com enfoque no fósforo.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliação da eficiência de remoção de fósforo nas diferentes etapas do sistema de tratamento da ETEB Sul;
- Identificar as principais tecnologias para recuperação de fósforo disponíveis na literatura e avaliar a possibilidade de sua aplicação na ETEB Sul;
- Propor uma estratégia de remoção/recuperação do fósforo presente nos efluentes líquidos e nos lodos gerados na ETEB Sul.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Fósforo

O fósforo é um elemento indispensável para as plantas, os seres humanos e a vida animal, sendo essencial para a fertilidade do solo (Egle *et al.*, 2016; Scholz *et al.*, 2013). Sua principal aplicação é como fertilizante na agricultura, representando entre 90 e 95% de seu uso total, como representado na Figura 3.1 (Ribarova *et al.*, 2017), sendo insubstituível para o suprimento de alimento (Vaccari; Strigul, 2011), mas também é utilizado em outras atividades humanas, como produção de detergentes, remédios e tintas, revestimento metálico, entre outros.

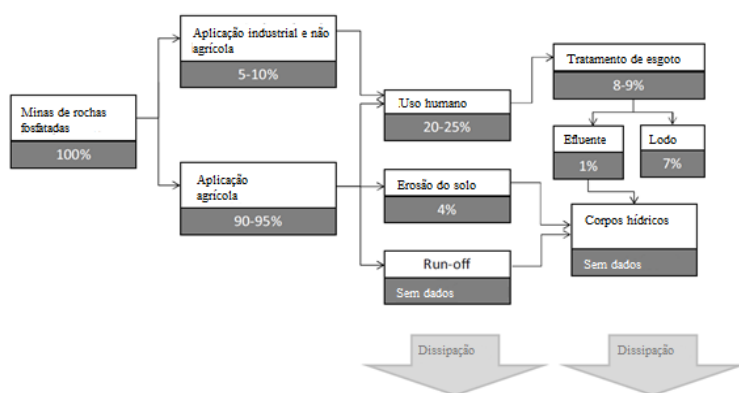


Figura 3. 1 - Distribuição percentual do destino do fósforo (RIBAROVA *et al.*, 2017)

Nos últimos anos, devido ao aumento da população e mudanças nos hábitos alimentares, a retirada de P global aumentou quatro vezes nos último 75 anos (Reijnders, 2014). E esse aumento alterou significativamente o ciclo do fósforo à medida que se globalizaram colheitas e se intensificou a produção agrícola (Ferreira, 2014). A demanda de fósforo na produção primária é alta em comparação à sua reciclagem no solo (Cleveland *et al.*, 2013), ou seja, o ciclo biogeoquímico do fósforo não tem acompanhado a demanda, sendo necessária a aplicação de fertilizantes para manter os níveis de produção agrícola.

No ciclo do fósforo (Figura 3.2), a reciclagem acontece em escalas de tempo diferentes. Existe uma escala curta, que se refere ao que é reciclado localmente entre o solo, as plantas, consumidores e decompositores, sendo considerada renovável. Outra, considerada não

renovável, com uma escala de tempo que pode levar milênios, referente à parte do fósforo que sedimenta e é incorporada às rochas formando as reservas de rocha fosfórica (Ferreira, 2014).

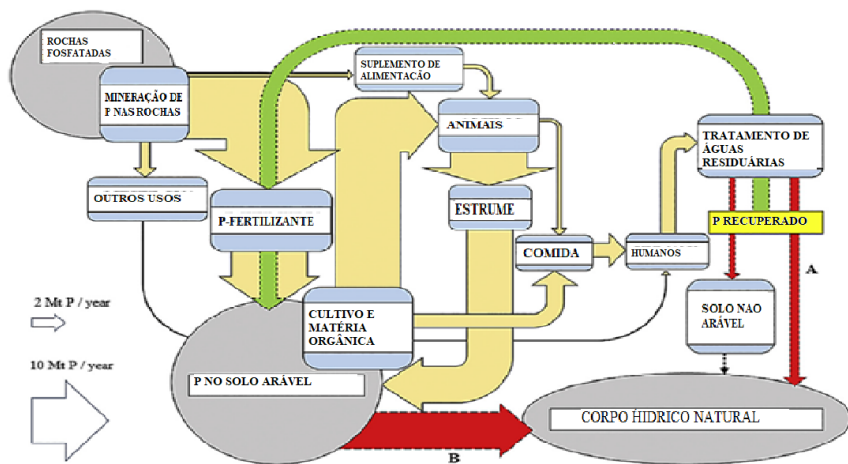


Figura 3.2 - Ciclo do fósforo (Melia *et al.* 2017)

Atualmente a principal fonte de P são as rochas fosfatadas (Vaccari; Strigul, 2011), uma fonte não renovável. A sua distribuição pelo mundo é desigual, estando 90% de seu fornecimento presente em cinco países representados na Figura 3.3 (Childers *et al.*, 2011; Ferreira, 2014). Em função de dados incertos em relação à sua extração, distribuição, uso e a possibilidade de descoberta de novas reservas, a previsão de escassez desse recurso tem valores discrepantes, variando de poucos anos até mais de um século (Melia *et al.* 2017).

Os países que são dependentes da importação do fósforo estão sujeitos às variações de preço e flutuações do mercado, durante os últimos anos têm havido inúmeras discussões, científicas e políticas em vários níveis, quanto às questões diplomáticas e soluções para a possível escassez do fósforo (EGLE *et al.*, 2016). Cada vez mais, o fósforo tem se tornado motivo de tensões políticas e econômicas, o fato de ser um oligopólio agrava ainda mais as disputas. Portanto são necessárias alternativas sustentáveis e tangíveis para se manter a produção em alta escala e evitar problemas econômicos e sociais. Entre algumas das alternativas apontadas nessas discussões está, o uso de recursos não explorados, recuperação de P pelo esgoto industrial e municipal, e outros resíduos orgânicos (Egle *et al.*, 2016).

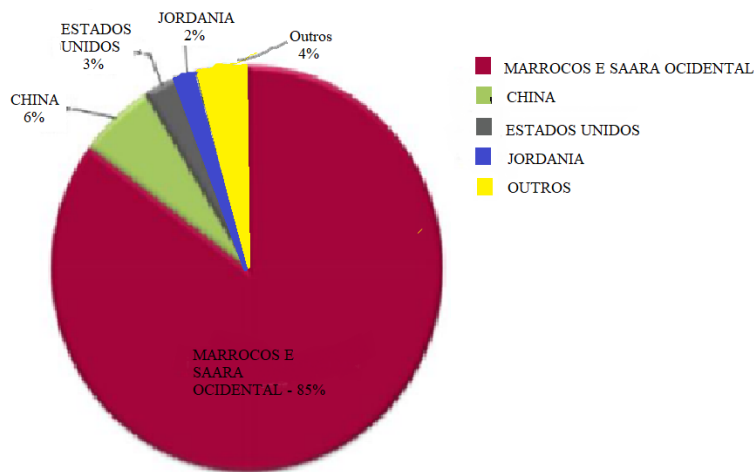


Figura 3. 3 - Distribuição mundial de reservas de fósforo modificado de FERREIRA, 2014

As estações de tratamento de esgoto recebem uma parcela relevante do fósforo consumido. Há um controle sobre o fósforo no efluente da estação, seu lançamento no corpo hídrico é padronizado por meio de resoluções do CONAMA (357/2005). Essa preocupação se deve ao fato de que o fósforo é fator limitante para a produção de algas (Xiao *et al.*, 2017), com um grande aporte de P, ocorre a eutrofização do corpo hídrico (Liu *et al.*, 2008).

A remoção do fósforo do efluente da estação de tratamento de esgoto sanitário varia de acordo com a classificação do corpo que irá receber o lançamento, ao se fazer a remoção de forma correta, é possível a reciclagem do fósforo presente no efluente.

3.2. Processos de remoção de fósforo de águas residuárias

A possível escassez de P gera esforços no sentido de se fazer uma recuperação mais eficiente deste nutriente. Para se evitar o desperdício, foram mapeados os pontos em que, no final de sua cadeia, o P pode ser recuperado. Um dos principais pontos em que se é possível reintegrar o P usado ao ciclo, são as estações de tratamento de esgoto (Tarayre *et al.*, 2016), como visto na Figura 3.2. As estações de tratamento de esgoto recebem uma quantidade de P que não pode ser ignorada, representando aproximadamente 10% do P consumido (Figura 3.1) (Ribarova *et al.*, 2017).

Nas estações de tratamento de esgotos sanitários o P recuperado não é diferente do P extraído de rochas, tendo como seu principal destino, a agricultura. A forma mais tradicional de reuso do P advindo das estações, é o uso direto no solo por meio da irrigação ou a aplicação do lodo como condicionador do solo, porém, há o risco de contaminação do solo por micropoluentes e metais pesados, portanto é necessário um acompanhamento do solo. Tendo em vista esse risco, muitos países restringiram a disposição direta dos resíduos do tratamento de esgoto na agricultura, então para sua reutilização, é necessário a remoção do P dos resíduos. O avanço tecnológico nos últimos anos, permitiu a retirada do fósforo de uma forma mais eficiente nas estações de tratamento de esgoto.

No efluente de estações de tratamento de esgotos, o fósforo é encontrado na forma de fosfato, que se dividem em três principais formas, sendo duas de fósforo inorgânico, os ortofosfatos, em que o fósforo está em sua forma mais simples, não dependendo de conversões para seu metabolismo biológico e sua forma varia de acordo com o pH, e os polifosfatos, que são moléculas mais complexas, com dois ou mais átomos de fósforo, que são convertidos a ortofostato por meio da hidrólise. Há também o fósforo orgânico mais comumente encontrado em esgotos industriais, o fósforo orgânico pode ser convertido em ortofosfato durante o tratamento, sendo necessária a oxidação completa da matéria orgânica. A remoção de P residual na estação de tratamento de esgoto, pode ser realizada por meio de processos biológicos e/ou físico-químicos.

Outra alternativa, seria o uso de biossólidos, que também é um produto gerado a partir do tratamento de esgoto. Os biossólidos podem ser utilizados em qualquer atividade agrícola, porém antes deve ser tratado e estabilizado para reduzir ou eliminar patógenos. Dentre os pontos positivos da utilização de biossólidos, estão: economia de água, reciclagem de nutrientes e aumento da produtividade agrícola, enquanto os pontos negativos são: contaminação microbiológica de produtos, salinização e impermeabilização do solo, desequilíbrio de nutrientes no solo e possível lixiviação de nitrato (Martins *et al.*, 2015).

3.2.1. Remoção biológica de fósforo de águas residuárias:

O processo avançado de remoção biológica de fósforo (EBPR-Enhanced biological phosphorus removal) é um processo de tratamento de efluentes ambientalmente sustentável que tem sido amplamente difundido (Ferreira, 2014).

O mecanismo EBPR é baseado na capacidade de alguns microrganismos (Organismos Acumuladores de Fósforo – OAP ou poli-P) de acumular mais fósforo que o necessário para seu crescimento, e que ocorre alternando-se condições anaeróbias e aeróbias (Figura 3.4) (Tarayre *et al.*, 2016).

A zona anaeróbia propicia uma vantagem em termos de competição para os microrganismos armazenadores de fósforo (OAP), permitindo assim o desenvolvimento de uma população de OAP, esses organismos são capazes de remover substratos simples de fermentação produzidos na zona anaeróbia e acumular quantidades em excesso de fósforo na forma de polifosfato na zona aeróbia. Na zona aeróbia, o armazenamento de polifosfato aumenta e a energia é produzida pela oxidação desses produtos armazenados. Os organismos necessitam da alternância entre condições anaeróbias e aeróbias para sintetizar seus componentes internos de armazenamento de energia, moléculas orgânicas e polifosfatos. Essas bactérias, após absorver grandes quantidades de fósforo no meio líquido, serão removidas do sistema como lodo excedente.

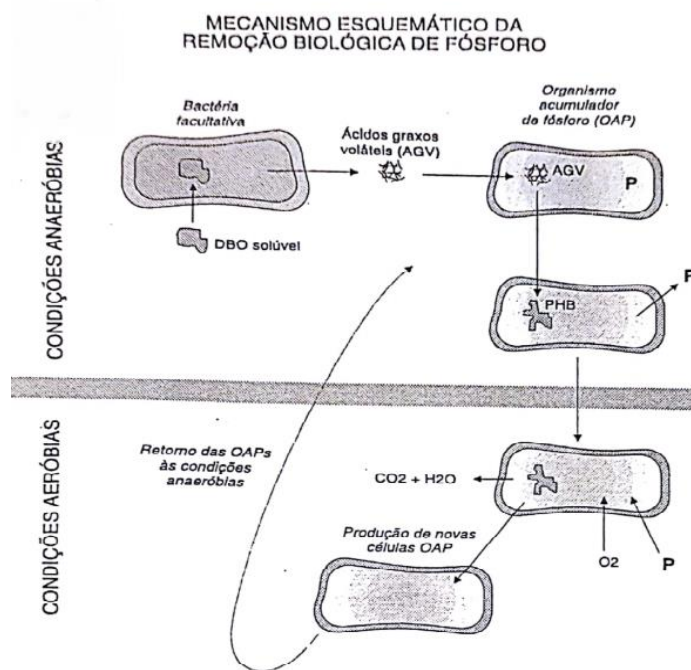


Figura 3. 4 - Mecanismo esquemático da remoção biológica de fósforo (Von Sperling, 2002)

3.2.1.1. Fase Anaeróbia

A fase anaeróbia da remoção biológica de fósforo no tratamento de esgoto provoca uma condição de “stress”, que resulta na liberação de fósforo (Sedlak, 1991), e parte da matéria orgânica biodegradável solúvel (DBOS) (Figura 3.5) é convertida através de processos de fermentação à moléculas simples de baixo peso molecular como ácidos graxos voláteis, conversão efetuada por organismos facultativos comuns nos esgotos e nas zonas anaeróbias. A liberação do fosfato previamente acumulado pelos organismos na etapa aeróbia, fornece energia para transporte do substrato e para a formação e armazenamento de produtos metabólicos orgânicos como polihidroxbutirato (PHB).

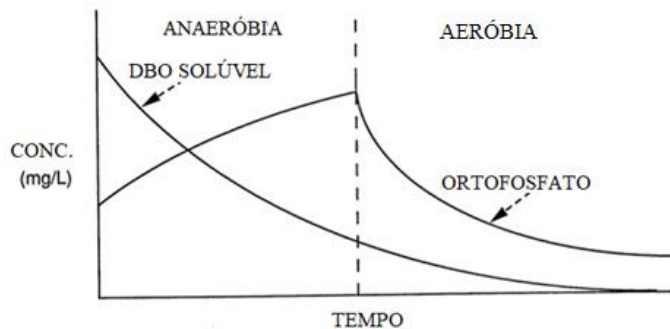


Figura 3. 5 – Destino da DBO e ortofosfato (SEDLAK, 1991)

A zona anaeróbia pode ser descrita como um seletor biológico para organismos acumuladores de fosfato. Essa zona favorece uma vantagem competitiva para os OAPs, uma vez que eles podem assimilar o substrato antes dos microrganismo não acumuladores de fósforo (Sedlak, 1991). Os OAPs dão preferência aos ácidos graxos voláteis, que são rapidamente assimilados e acumulados no interior das células. Em decorrência desses eventos, há uma seleção da população de OAPs capazes de acumular parcelas significantes de P, que serão removidos do sistema por meio do descarte do lodo.

3.2.2. Fase Aeróbia

Na fase aeróbia, as bactérias usam o oxigênio como um aceptor de elétrons, os estoques de substrato feitos na fase anaeróbia são usados para o crescimento celular e a reconstituição das reservas de polifosfato (Tarayre *et al.*, 2016), PHB é oxidado à gás carbônico e água, e o fosfato solúvel da solução é armazenado nas células das OAPs para geração de energia na fase anaeróbia, e em consequência da utilização do substrato, a população de OAPs aumenta. (Von Sperling, 2002)

3.2.3. Fatores influentes na EBPR

Para se obter os melhores resultados na remoção biológica de Fósforo, é necessário se levar em consideração uma gama de fatores que interferem no processo. Esses fatores podem ser ambientais, parâmetros de projeto, características do esgoto afluente e sólidos em suspensão no esgoto efluente.

3.2.3.1. Fatores ambientais

A presença de nitrato na zona anaeróbia é considerada um fator ambiental de interferência na remoção biológica de fósforo do esgoto. A entrada de nitrato na zona anaeróbia, reduz a eficiência da remoção do P, pois, para sua redução são utilizados substratos que estariam disponíveis para a assimilação pelos OAPs, provocando então a diminuição da relação DBO/P no sistema.

Dentre os fatores ambientais que interferem na remoção de fósforo nas estações de tratamento de esgoto estão a temperatura e o pH. Há indicações que em temperaturas mais baixas, a taxa de liberação de P é menor, o que implica na necessidade de maiores tempos de detenção na zona anaeróbia. A taxa de remoção de fósforo mais eficiente está entre os valores de pH de 7,5 e 8,0, sendo bastante reduzida em valores inferiores a 6,5 chegando a ser nula em pH próximo de 5,0 (Sedlak, 1991).

Outro fator ambiental que interfere na remoção de P durante o tratamento de esgoto é o oxigênio dissolvido (OD), a remoção biológica de P é dependente da existência de zonas aeróbias e anaeróbias. Na zona anaeróbia, a entrada de OD pode ocorrer pelo esgoto bruto, através de infiltração, por bombas parafuso, turbulência e cascadeamento, e nas estruturas de

entrada por aeração nas caixas de areia e vórtices criados por agitadores na zona anaeróbia. O aporte de OD pode causar a redução na remoção de P e o crescimento de bactérias filamentosas na zona anaeróbia. Na zona aeróbia, não há estudos específicos que expressem a influência da concentração de OD na remoção de fósforo, porém há evidências de que a faixa ideal de OD seja entre 1,5 e 3,0 mg/L, pois, caso seja muito baixo, a remoção de P pode diminuir, a nitrificação ser limitada e pode haver o desenvolvimento de um lodo com baixa sedimentabilidade. Caso os valores de OD sejam muito elevados, a eficiência da desnitrificação pode ser reduzida, afetando a liberação de fósforo na zona anaeróbia (Von Sperling, 2002).

3.2.3.2. Parâmetros de projeto

Os parâmetros de projeto, idade do lodo, tempo de detenção hidráulica e configuração da zona anaeróbia, tempo de detenção na zona aeróbia e os métodos de tratamento de lodo excedente são fatores que influenciam na recuperação do P.

Em estações de tratamento de esgoto, o principal ponto de retirada do fósforo do sistema é através do lodo excedente porque, lá, o fósforo está acumulado em altas concentrações nas células bacterianas. Sistemas operando com idades de lodo elevadas, produzem menos lodo excedente, por consequência há uma redução da retirada de fósforo (SEDLAK, 1991), tornando sistemas com aeração prolongada menos eficientes na retirada de P da fase líquida. Então para se maximizar a remoção de fósforo, os sistemas não podem ser operados com idades de lodo superiores à requerida.

A configuração da zona anaeróbia também influi na eficiência de remoção do P no esgoto. A configuração mais eficiente é aquela que apresenta dois ou mais compartimentos em série, mas há de ser levado em consideração os custos e a maior necessidade de equipamentos de mistura.

O tempo de detenção na zona aeróbia para remoção de fósforo nas estações de tratamento de esgoto é projetado para permitir um tempo suficiente para nitrificação e a remoção de DBO, esse aspecto pode ser crítico caso a zona não esteja totalmente oxigenada. Há indicações de que o tempo ideal está entre uma e duas horas (Von Sperling, 2002).

Durante a remoção de fósforo na estação de tratamento de esgoto, é necessário um cuidado especial para que não exista condições anaeróbias durante o tratamento do lodo, pois esta condição pode propiciar a liberação do P armazenado na biomassa (Von Sperling, 2002).

3.2.3.3. Características do esgoto afluyente

A eficiência da remoção biológica, depende das características do esgoto afluyente. De acordo com Sedlak (1991), a relação DBO : P recomendável é de 15:1 para se obter baixas concentrações de fósforo solúvel no efluente com idades de lodo baixas. É necessária a presença de matéria orgânica da fermentação na zona anaeróbia, pois quanto maior a disponibilidade, maior a remoção de fósforo, especialmente em sua forma solúvel, dado que os tempos de detenção hidráulica na zona anaeróbia são curtos, dificultando a assimilação de matéria orgânica mais complexa (Von Sperling, 2002).

3.2.3.4. Sólidos em suspensão no efluente

Devido à possível escassez, a retirada de fósforo, durante o tratamento do esgoto para o seu reaproveitamento, é fundamental. Na remoção biológica do fósforo, o principal material rico em P é lodo excedente. Porém o fósforo também está presente como sólidos em suspensão no efluente, sua presença em excesso nos corpos hídricos é indesejável. Os limites permitidos são estipulados pela resolução CONAMA de nº 357 de 17 de Março de 2005, estes limites variam de acordo com a classificação do corpo receptor. Estima-se que o teor de fósforos total em suspensão na água resultante de processos de remoção biológica, esteja entre 2% e 7%, variando com a quantidade total de P recebida pela estação de tratamento de esgoto, podendo ser um valor próximo do limite estipulado para o corpo hídrico receptor.

3.2.3.5. Sistema PHOXNAN

O sistema PHOXNAN para a recuperação de fósforo durante o tratamento de esgoto, só é aplicável em tratamentos por remoção biológica ou por precipitação usando sais de alumínio. Como pode ser observado na Figura 3.6, o processo PHOXNAN inicia ao passar o lodo por uma situação de oxidação úmida de baixa pressão (LOXPRO) com a adição de ácido sulfúrico para ajustar o pH à 1,5, nessas condições, o conteúdo orgânico é reduzido a uma faixa ideal e poluentes farmacêuticos e outros micropoluentes são oxidados. O efluente após o LOXPRO, passa por uma membrana de ultrafiltração para separar os sólidos restantes, então o líquido resultante passará por uma membrana de nanofiltração e a corrente do permeado após essa fase contém o fosfato recuperado (Blocher; Niewersch; Melin, 2012).

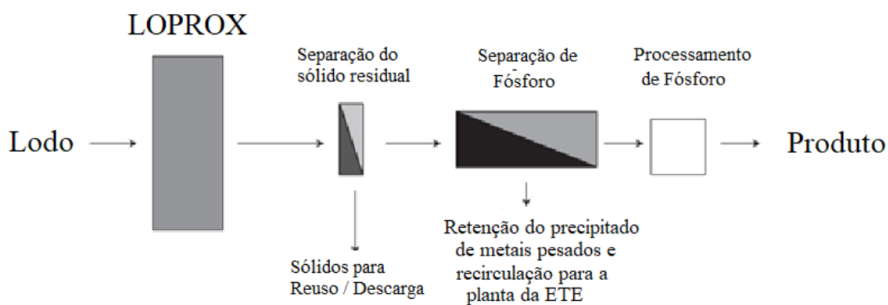


Figura 3. 6 - Ilustração esquemática do processo PHOXNAN (Blocher; Niewersch; Melin, 2012)

3.3. Remoção química de fósforo de águas residuárias

O fósforo contido no esgoto pode ser retirado, tanto por processos biológicos, como por processos físico-químicos. O processo físico-químico é eficiente porém tem alguns efeitos negativos, como a possível presença dos produtos químicos utilizados para a precipitação no lodo do esgoto, que ocasiona redução na produção de biogás durante a digestão anaeróbia (Tarayre *et al.*, 2016). Nos processos químicos, a retirada do fósforo pode ocorrer por diversos procedimentos, com princípios diferentes. Alguns desses processos são citados e exemplificados neste tópico, estes são: (1) Por correntes líquidas com sais de metais; (2) Por correntes líquidas com a adição de cálcio; (3) Pela formação química de estruvita. Na Tabela 1 são apresentados os fatores que afetam a remoção química de fósforo.

Segundo Metcalfy e Eddy (2016), os fatores que afetam a implementação da remoção química de fósforo são, a concentração e espécie de fósforo no afluente, os sólidos suspensos no esgoto, a alcalinidade, o custo de produtos químicos (incluindo transporte), a confiabilidade no suprimento de produtos químicos, as instalações de manuseio de lodo, os métodos de disposição final, a compatibilidade com outros processos de tratamento, a concentração requerida de fósforo no efluente, os requerimentos de padrões sazonais, a eficácia de outras opções, a gestão de correntes secundárias e os objetivos de remoção do fósforo.

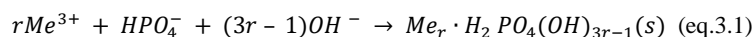
Os principais produtos químicos usados para a remoção de fósforo são alumínio [Al(III)], íon Férrico [Fe(III)], Ferro Ferroso [Fe(II)] e Cálcio [Ca(II)] (Desmidt *et al.*, 2015), polímeros têm sido utilizados como auxiliares de floculação para uma maior efetividade na remoção. Os processos químicos de remoção de fosfato do esgoto por alumínio e ferro são bastante diferentes do processo de remoção por cálcio.

Para a remoção química de fósforo, são usadas grandes quantidades de alumínio, ferro e cálcio, e geram grandes volumes de lodo e, devido à presença de alumínio e ferro no fosfato resultante, somada ao aumento de casos de contaminação por metais pesados, seu uso direto na agricultura não é popular (Desmidt *et al.*, 2015).

3.3.1. Remoção de fósforo de correntes líquidas com sais de metais

A remoção de fosfato por adição de alumínio e ferro só é efetuada após a formação de compostos que são removidos por sedimentação ou filtração. Pode ocorrer a formação de fosfatos de cátions mistos, formação de fosfato férrico ou de alumínio, a formação de hidratos férricos ou óxidos de alumínio que servem como substrato para adsorção de fosfato, e também a incorporação de fosfato por óxidos hidratados (Metcalfy; Eddy, 2016).

As equações tradicionalmente usadas para descrever a formação de fosfato férrico e fosfato de alumínio, são simples, mas não são aplicáveis. A partir de estudos mais recentes obteve-se uma equação geral (equação 1) mais completa que representa de forma mais real as condições ao se adicionar sais de metais ao meio contendo fósforo (Metcalfy; Eddy, 2016).



onde $r=1,6$ para Fe(III) e $0,8$ para Al(III).

Porém, devido à diversas reações de competição, essa reação não é usada diretamente para estimar dosagens químicas requeridas, sendo usado portanto, testes de bancada ou, ocasionalmente, estudos em escala piloto. Na Figura 3.6, é apresentada a concentração de fosfato solúvel residual após a precipitação, os fosfatos de metais são precipitados internamente à área sombreada.

A adição de sais de metais para a remoção de fósforo, ocorre na corrente líquida da estação de tratamento de esgoto. O fósforo é removido através de uma combinação de, precipitação, adsorção, troca e aglomeração, seguido por coleta e remoção junto com o lodo (Metcalfy; Eddy, 2016).

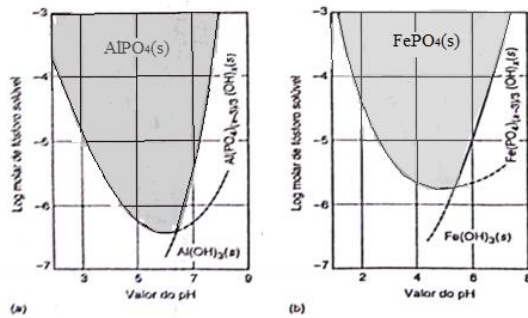


Figura 3. 7 - Diagrama de solubilidade de fosfato fêrrico e de alumínio em equilíbrio com o fosfato solúvel (Metcalfy; Eddy, 2016)

Os sais de metal podem ser adicionados em diversos pontos do tratamento (Figura 7) (Desmidt *et al.*, 2015), sendo que cada ponto tem peculiaridades quanto à especiação do fósforo, necessidade ou não da adição de polímero, características necessárias do efluente final, entre outros fatores.

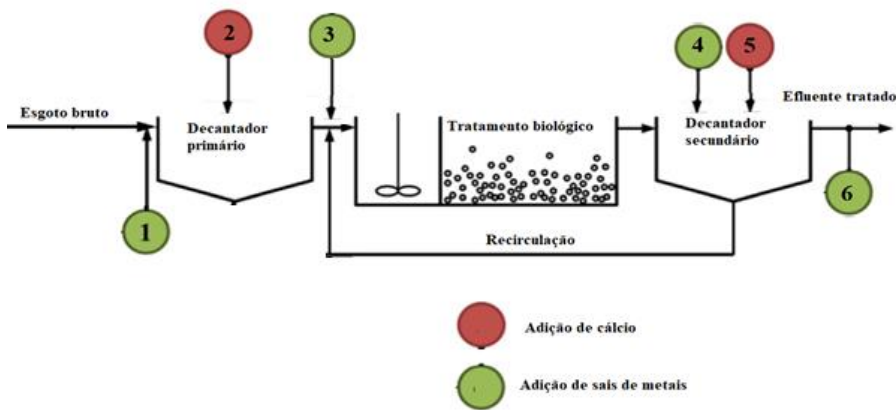


Figura 3. 8 - Estação de tratamento de esgoto com os pontos de adição de sais de metais e cálcio, modificado de EGLE *et al.*, 2016

3.3.1.1. Pontos de adição de sais de metal no sistema de tratamento de esgoto

Os sais de metais podem ser adicionados ao esgoto bruto (Figura 3.7, ponto 1), quando isso acontece, os sais metálicos reagem com o ortofosfato solúvel produzindo um precipitado, o polifosfato e o fósforo orgânico são parcialmente removidos por meio de adsorção nos flocos

e reações mais complexas podem acontecer. Neste caso, talvez seja necessária a adição de polímeros, para auxiliar na sedimentação e a adição de uma base, para ajustar o pH e o manter na faixa entre 5 e 7.

Quando se adiciona compostos de alumínio ao efluente primário (Figura 3.7, ponto 3), se obtém uma boa remoção de fósforo com valores de pH entre 6,5 e 7, o que condiz com a maioria dos processos de tratamento biológico. Os sais ferrosos, tem seu uso limitado, pois só removem baixas quantidades de fósforo a elevados valores de pH. Em casos em que o pH está abaixo de 5,5; compostos férricos, aluminato de sódio e alúmen podem ser usados para ajustar o pH, o uso de compostos químicos e polímeros, especialmente se adicionados ao decantador secundário, melhoram a sedimentação e geram efluentes com baixa DBO. (Metcalfy; Eddy, 2016).

Ao se adicionar sais de alumínio ou de ferro no decantador secundário (Figura 3.7, ponto 4), ocorre a precipitação de hidróxidos metálicos e/ou fosfato. Se esses sais são usados em conjunto com polímeros orgânicos, também podem ser usados para a coagulação de partículas coloidais. Os sólidos que foram coagulados e os precipitados resultantes, sedimentarão rapidamente no decantador secundário, efetuando a remoção de fósforo e reduzindo a concentração de sólidos em suspensão totais no efluente. (Metcalfy; Eddy, 2016).

Normalmente, no Brasil, a adição de produtos químicos no efluente secundário (Figura 3.7, ponto 6) é bastante usada para atingir objetivos de tratamentos específicos, como a remoção de fósforo, íons de metais e substâncias húmicas (Metcalfy; Eddy, 2016).

3.3.2. Remoção de fósforo de correntes líquidas com cálcio

Para a remoção de fosfato do efluente do esgoto por adição de cálcio, usualmente é adicionado o cálcio na forma de cal hidratada Ca(OH)_2 . A cal hidratada adicionada à água, reage com a alcalinidade de bicarbonato natural para precipitar CaCO_3 , conforme o pH da água sobe aproximadamente acima de 10, o excesso de íons de cálcio reage com o fosfato para precipitar na forma de hidroxiapatita $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$. Na Figura 8, está representada a dosagem de cal hidrata necessária para elevar o pH à 11 (Metcalfy; Eddy, 2016).

A dosagem de cal hidratada requerida para a precipitação do fósforo, normalmente se encontra entre os valores de 1,4 e 1,5 vezes a alcalinidade total do meio expressa em CaCO_3 . Como a cal hidratada interfere no pH do esgoto, caso ela seja adicionada ao efluente secundário

ou ao esgoto bruto, é necessário um ajuste do pH antes do tratamento subsequente ou do lançamento.

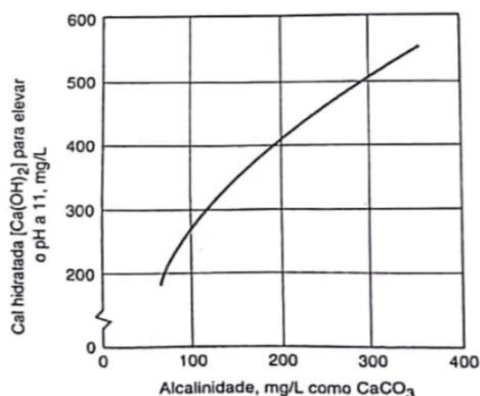


Figura 3. 9 - Dosagem de cal hidratada para elevar o pH a 11, como função da alcalinidade do esgoto bruto (Metcalfy; Eddy, 2016)

Não é mais comum o uso do cálcio para a remoção do fósforo de águas residuárias, o seu uso resulta num aumento substancial da massa do lodo em comparação ao lodo gerado ao se usar sais metálicos, além de problemas de manuseio, armazenamento e a dosagem de cálcio. A dosagem operacional é definida por testes locais, e as principais variáveis para seu controle são, o nível de remoção requerida e a alcalinidade do esgoto (Metcalfy; Eddy, 2016). Para se reduzir os custos, é feita a recalcinação, porém só é viável em grandes instalações. A recuperação do cálcio ocorre através da conversão de carbonato de cálcio por aquecimento, neste processo, também se aproveita o dióxido de carbono que é utilizado como fonte para recarbonatação e ajuste do pH do esgoto.

3.3.2.1. Pontos de adição de cálcio no sistema de tratamento de esgoto

Na situação em que se adiciona cálcio no decantador primário (Figura 7, ponto 2), o pH do esgoto pode chegar à 11, e após a precipitação o efluente deve ser recarbonatado antes de ser encaminhado ao tratamento biológico, esse valor de pH pode prejudicar o processo biológico de alguns tipos de estação de tratamento de esgoto (Metcalfy; Eddy, 2016).

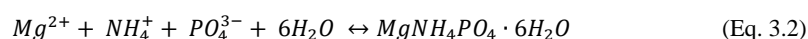
Também é possível se adicionar cálcio após o tratamento secundário (Figura 7, ponto 5), dessa forma se reduz o nível de fósforo e sólidos em suspensão total, o precipitado de carbonato de cálcio formado no processo atua como coagulante para a remoção de SST. Deve se tomar cuidado para se limitar o excesso de cálcio na alimentação de filtros, para se evitar que ocorra a cimentação do meio filtrante (Metcalfy; Eddy, 2016)

3.3.3. Formação Química de estruvita para remoção de amônia e fósforo

A estruvita, também conhecida por, fosfato de amônia e magnésio hexahidratado ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$) é o composto mais promissor para a recuperação de fósforo nas estações de tratamento de esgoto (De-Bashan; Bashan, 2004), porém o seu excesso e acúmulo, pode causar problemas nas linhas de processamento, bombas, instalações de deságue (Metcalfy; Eddy, 2016) e estreitamento de tubulações (Desmidt *et al.*, 2015), esses problemas aumentam os custos do tratamento e diminuem a sua eficiência (De-Bashan; Bashan, 2004).

A sua formação geralmente é espontânea e só depende das concentrações de amônia (NH_4^+), magnésio (Mg) e ortofosfato solúveis (PO_4^{3-}), em uma proporção de 1:1:1, espécies liberadas na digestão anaeróbia, a alcalinidade, a temperatura do esgoto (Metcalfy; Eddy, 2016), o pH acima de 7,5 e baixa concentração de sólidos em suspensão, para a deposição de cristais de estruvita. Porém normalmente a água residuária tende a ser rica em amônia e deficitária de magnésio, necessitando uma suplementação de Mg (De-Bashan; Bashan, 2004). A adição de Mg representa aproximadamente 75% do custo da produção de estruvita, mas se utilizado aproveitando o acúmulo de P pela remoção biológica EBPR, poderá ser o único agente químico usado na ETE (Melia *et al.* 2017).

A formação da estruvita é descrita pela Equação 2, apesar de ser uma reação simples, o processo é complexo e depende dos fatores citados anteriormente, e uma vez iniciada, ela ocorre enquanto existirem condições favoráveis.



As principais reações químicas secundárias envolvidas na precipitação da estruvita estão representadas na Tabela 3.1 (Metcalfy; Eddy, 2016).

Tabela 3.1 - Reações químicas envolvidas na química da estruvita (Metcalfy; Eddy, 2016)

Reação
$\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3(\text{aq}) + \text{H}^+$
$\text{H}_3\text{PO}_4 \rightleftharpoons \text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{H}^+$
$\text{H}_2\text{PO}_4^- \rightleftharpoons \text{H}_2\text{PO}_4^{2-} + \text{H}^+$
$\text{HPO}_4^{2-} \rightleftharpoons \text{PO}_4^{3-} + \text{H}^+$
$\text{MgOH}^+ \rightleftharpoons \text{Mg}^{2+} + \text{OH}^-$
$\text{MgH}_2\text{PO}_4^+ \rightleftharpoons \text{H}_2\text{PO}_4^- + \text{Mg}^{2+} + \text{OH}^-$
$\text{MgHPO}_4 \rightleftharpoons \text{H}_2\text{PO}_4^{2-} + \text{Mg}^{2+}$
$\text{MgPO}_4 \rightleftharpoons \text{PO}_4^{3-} + \text{Mg}^{2+}$
$\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Mg}^{2+} + \text{NH}_4^+ + \text{PO}_4^{3-} + \text{Mg}^{2+} + \text{H}_2\text{O}$
$\text{AlPO}_4 \rightleftharpoons \text{Al}^{3+} + \text{PO}_4^{3-}$
$\text{FePO}_4 \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + \text{PO}_4^{3-}$

O controle da estruvita se faz necessário, não apenas para manter a eficiência do tratamento, como para se aproveitar suas características benéficas. Ao se otimizar as condições que controlam o desenvolvimento de estruvita, é possível se melhorar a remoção de fosfato e amônia (Metcalfy; Eddy, 2016), porém, só é praticável e economicamente viável em estações de tratamento de grande porte (Melia *et al.* 2017), porém, com as tecnologias atuais, a formação de estruvita não é capaz de recuperar todo fósforo do efluente (De-Bashan; Bashan, 2004).

A cristalização de estruvita tem um baixo grau de impurezas, a composição do cristal, permite seu uso direto no solo, apesar da possível presença de metais pesados e outros contaminantes presente no efluente da EBPR (Melia *et al.* 2017). Se a formação e a remoção da estruvita forem controladas de uma forma eficiente e de baixo custo, ela terá grande potencial no mercado de fertilizantes, para se obter estruvita em quantidades comerciais é necessário o uso de um reator dedicado à sua formação na ETE (De-Bashan; Bashan, 2004).

O principal uso da estruvita é, de fato, como fertilizante de liberação lenta de nutrientes e de baixa lixiviação, podendo ser aplicada em uma única dose sem danos às plantas em crescimento. A estruvita pode ser usada como substituto ao fosfato diamônico, um dos principais fertilizantes usados atualmente. Se usada em conjunto com o ácido fosfórico, pode se produzir um fertilizante ainda mais eficaz, sendo parte de liberação lenta MgHPO_4 e parte

de liberação rápida, pelo fosfato de amônia altamente solúvel, $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$ (De-Bashan; Bashan, 2004).

3.3.3.1. Sistema PHOSPAQ™

O processo PHOSPAQ™ é aplicado para a recuperação de fosfato de efluentes como estruvita. No processo, o fosfato (PO_4^{3-}), a amônia (NH_4^+) e a DQO degradável são removidos. A DQO é convertida em biomassa e CO_2 , enquanto o fosfato e a amônia, com a adição de óxido de magnésio, precipitam como estruvita. O reator é equipado com separadores que retém a estruvita para serem retirados da fase líquida e, sem outros tratamentos, seguir para o uso agrícola. O PHOSPAQ™ combina a remoção da DQO e do fosfato em só um reator, a aeração provém oxigênio para a conversão biológica da DQO e ótimas condições para a formação da estruvita.

3.3.3.2. Sistema PHOSNIX™

O processo PHOSNIX™ foi desenvolvido pela empresa japonesa Unitika Ltd., é um sistema de remoção de fósforo a partir da cristalização da estruvita por uma corrente de fósforo enriquecido. O processo se inicia após o digestor secundário, o efluente deste ponto alimenta um reator de agitação aérea, neste reator são adicionados soda cáustica e o cloreto de magnésio para ajustar o pH à taxa em que a estruvita precipite em temperatura ambiente. A corrente de ar com o tempo, gera cristais de estruvita que sedimentam à base para serem removidos.

Apesar da literatura apresentar uma grande variedade de alternativas tecnológicas para remoção de fósforo de águas residuárias, a aplicação desses sistemas requer a adequação da proposta tecnológica para a realidade da ETE com o intuito de garantir a eficiência e a sustentabilidade do processo. Dessa formar, a avaliação dos processos de remoção já implantados nas ETE como etapa inicial para que se possa apontar possibilidades de otimização, modificação ou substituição das tecnologias e complementações, caracteriza-se como etapa importante no estudo da remoção e reaproveitamento de P de esgotos sanitários.

4. Metodologia

A metodologia usada nesse trabalho foi dividida em 4 etapas desenvolvidas em parceria com a CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal), por meio da disponibilização dos dados de monitoramento da ETEB Sul (Figura 4.1). Na Etapa 1 foi feita a caracterização da ETEB Sul a partir do estudo detalhado do fluxograma de tratamento com a descrição detalhada dos sistemas de tratamento. Nesta Etapa foi possível estudar de forma aprofundada, principalmente, o processo biológico de remoção de P. A partir dos dados de monitoramento da ETEB Sul, referentes aos anos 2016, 2017 e 2018, foi realizado o diagnóstico dos sistemas com enfoque na remoção do P (Etapa 2). Então foi feita a identificação (Etapa 3) das principais tecnologias para recuperação de fósforo e na Etapa 4 a análise quanto à viabilidade de implantação das principais tecnologias disponíveis e estratégias para remoção e recuperação do fósforo.

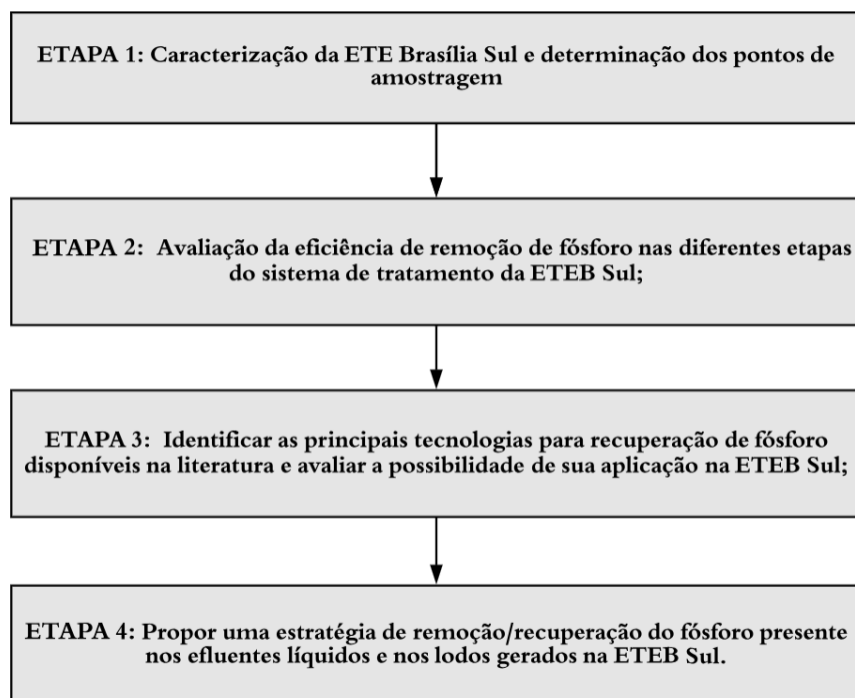


Figura 4. 1 Fluxograma das etapas do projeto

4.1. ETAPA 1: Caracterização da ETE Brasília Sul

A primeira etapa do projeto diz respeito à caracterização da ETE Brasília Sul (Figura 4.2). Nesta etapa, o objetivo foi o estudo do fluxograma do sistema com o objetivo de identificar os principais pontos de geração de efluentes tratados com elevadas concentrações de fósforo

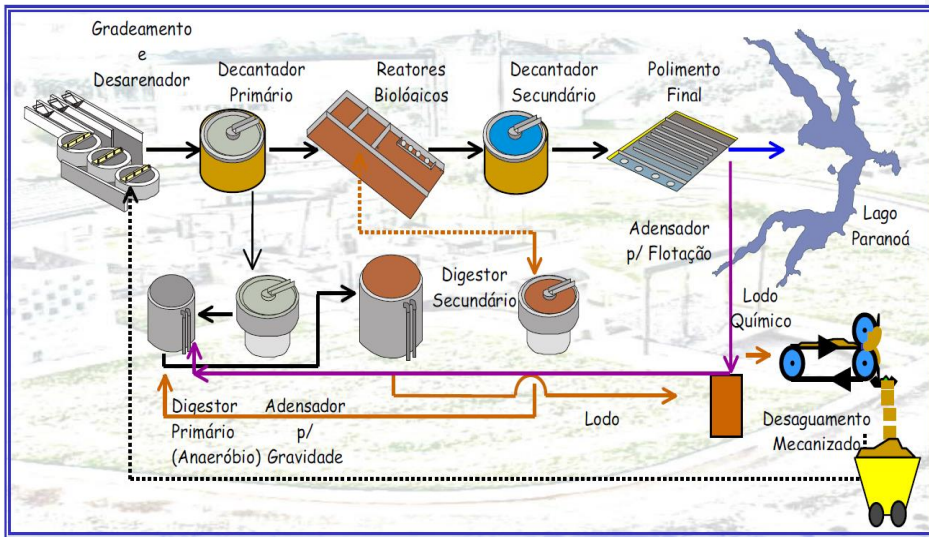


Figura 4.2 - Representação esquemática da ETEB SUL (SIESG/CAESB, 2008)

A estação de tratamento de esgoto de Brasília foi inaugurada no ano de 1962, e o seu projeto, visava o atendimento de 150.000 habitantes, porém com o acelerado crescimento populacional, rapidamente o número de habitantes superou o projetado. Por esse e outros motivos, o Lago Paranoá sofria com a eutrofização, portanto se tornou necessária a construção de uma nova estação de tratamento de esgoto localizada no Lago Sul (Figura 4.3), com a nova planta sendo inaugurada em 1993 (Figura 4.4)



Figura 4. 3 - Posição da estação de tratamento de esgotos Brasília Sul (Imagens google maps, 2018)



Figura 4. 4 - ETE Brasília Sul (Fonte: SIESG/CAESB – 2012)

A nova planta foi projetada para atender uma vazão média de 1.500L/s e uma população de 450.000 habitantes (CAESB, 2012). Atualmente, a estação atende nove regiões administrativas (RA) do DF, a Asa Sul e parte da área central de Brasília, pertencentes à RA I, RA VII Núcleo bandeirante, RA X Guará, RA XI Cruzeiro, RA XVI Lago Sul, RA XIX Candangolândia, RA XX Águas Claras, RA XXII Sudoeste/ Octogonal e RA XXIX Setor de Indústria e Abastecimento, recebendo, uma vazão de aproximadamente 1.092,47 L/s (CAESB, 2012).

4.2. ETAPA 2: Avaliação da eficiência de remoção de fósforo nas diferentes etapas do sistema de tratamento da ETEB Sul;

Na ETAPA 2, a partir de dados secundários fornecidos pela CAESB nos pontos de amostragem ao longo do fluxograma de tratamento foram realizadas as análises referentes aos dados físico-químicos com enfoque nas análises de pH, de concentração Nitrogênio total (NT), alcalinidade total, Sólidos em Suspensão, da DBO, da DQO, da DQO filtrada, do nitrogênio amoniacal (N-NH₃), do Fosfato (PO_4^{3-}) e do fósforo total (PT). Com base nestas avaliações foram verificadas, principalmente, as eficiências de remoção de P nas etapas do processo de tratamento. Os dados foram avaliados na sua totalidade, para observação das tendências de

comportamento ao longo do tempo e por meio de estatística descritiva para a avaliação das eficiências médias de remoção.

4.3. ETAPA 3: Identificação das principais tecnologias para recuperação de fósforo disponíveis na literatura e avaliação da possibilidade de sua aplicação na ETEB Sul;

A partir dos dados secundários de monitoramento da ETEB Sul e das análises descritas no item 4.2 foi calculada a carga média de fósforo para cada etapa do tratamento e foram identificadas as opções tecnológicas e a possibilidade de sua implantação.

4.4. ETAPA 4: Proposição de uma estratégia de remoção/recuperação do fósforo presente nos efluentes líquidos e nos lodos gerados na ETEB Sul.

A partir do potencial de recuperação de fósforo e a indicação dos processos a serem usados, foi proposta uma estratégia de remoção do fósforo presente nos efluentes e no lodo gerado.

5. Resultados e Discussões

O tratamento de esgoto na estação de tratamento de esgoto Brasília Sul se inicia quando afluente chega à estação por gravidade e bombeamento, a princípio, recebem o tratamento preliminar, em que os sólidos grosseiros são removidos pelo gradeamento, e a areia e alguns sólidos inorgânicos pelo desarenador. Então a água residuária segue para os decantadores primários, para a separação da fase líquida da fase sólida. A fase sólida, é encaminhada, através de bombeamento, para os adensadores de lodo, onde segue para os digestores anaeróbios, para a estabilização da matéria orgânica por bactérias específicas, deixando o lodo rico em nutrientes.

Nos reatores, para onde é encaminhada a fase líquida, ocorre a assimilação dos nutrientes e da matéria orgânica por microorganismos específicos. Posteriormente, são separados o efluente líquido nos decantadores secundários e parte do lodo ativado retorna aos reatores para que seja iniciado um novo ciclo do processo. Ao final, o lodo será descartado, adensado, digerido aerobiamente e, juntamente com o lodo anaeróbio, todo o excesso de lodo gerado será desidratado (CAESB, 2012).

No processo de polimento final, por sua vez, são removidos da fase líquida os sólidos e o fósforo residual do processo biológico, o que ocorre por meio da floculação. Este processo tem como principal objetivo a formação de flocos pela agregação de partículas remanescentes, o que facilitará sua remoção pela flotação, os sólidos removidos da superfície por raspadores, seguem para a desidratação, que ocorre juntamente com os outros lodos produzidos no processo. O efluente líquido, então, é lançado no Lago Paranoá.

A partir da caracterização da ETE Brasília Sul, foi definido que os pontos a serem utilizados para o diagnóstico do sistema de tratamento: 1) Afluente à estação; 2) Efluente do decantador primário; 3) Efluente do tratamento biológico; 4) Efluente final. Os parâmetros que foram avaliados também foram definidos e cedidos pela CAESB, eles abrangem o pH, o Nitrogênio total (NT), a alcalinidade total, os Sólidos em suspensão, a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), a DQO (Demanda Química de Oxigênio), a DQO_F (Demanda Química de Oxigênio Filtrada), o nitrogênio amoniacal (N-NH₃), o fosfato (PO₄³⁻) e o fósforo total (PT), nos anos de 2016, 2017 e 2018 nas correntes escolhidas. Os dados de NT foram insatisfatórios, pois apenas foram disponibilizados dados referentes ao mês de julho de 2018. Também se verificou problema com os dados de 2016, com falta de informações para o período de 12 de maio a 14 de agosto.

5.1. Avaliação da eficiência de remoção de fósforo nas diferentes etapas do sistema de tratamento da ETEB Sul

5.1.1. pH

A variação da média dos valores de pH em cada ponto durante os anos 2016, 2017 e 2018 é pequena, sendo a maior variação no efluente, em que a média em 2016 foi $6,82 \pm 0,4$, em 2017 foi $6,87 \pm 0,4$ e em 2018 $7,28 \pm 0,3$, nos demais pontos a variação entre as médias anuais em cada ponto não passou de 0,1, sendo que a média entre todos os anos no afluente à estação, foi de $7,54 \pm 0,14$, no efluente do digestor primário foi $7,46 \pm 0,14$ e efluente do tratamento biológico foi de $7,27 \pm 0,27$.

A remoção química de P por adição de sais metálicos, se encontra um pouco acima do ideal no afluente à estação e após o digestor primário, que teria sua faixa ótima entre 5 e 7 e 6,5 e 7, respectivamente (Metcalfy; Eddy, 2016). Em relação à remoção química por sais de cálcio, o valor se encontra muito abaixo do ideal, que seria acima de 10 (Metcalfy; Eddy, 2016). Se a remoção for pela formação de estruvita, os valores estariam próximos do ideal no afluente à estação e no efluente do digestor primário, porém se distanciaria no efluente do tratamento biológico e no efluente final, neste caso, o pH seria ótimo a partir de 7,5 (De-Bashan; Bashan, 2004).

Para a remoção biológica de fósforo os valores estão na faixa ideal, possibilitando, então, a melhor eficiência para a remoção na ETEB Sul (Sedlak, 1991).

5.1.2. Alcalinidade Total

O esgoto afluente chega à ETE Brasília Sul com valores, em sua maioria, entre 150 mg/L e 250 mg/L de alcalinidade total. No efluente final da ETE observa-se diminuição nos valores da alcalinidade chegando, majoritariamente, a variação de 50 mg/L a 100 mg/L. Essa diminuição nos valores de alcalinidade pode estar relacionada à etapa físico-química de polimento final por meio dos processos de coagulação/floculação e flotação por ar dissolvido quando é aplicado o sulfato de alumínio como coagulante.

No ano de 2016 (Figura 5.1) os dados estão bem agrupados, enquanto nos anos de 2017 e 2018 (Figuras 5.2 e 5.3, respectivamente) os dados estão dispersos, com as nuvens de pontos no afluente à estação e no efluente do tratamento biológico mais próximas que no ano de 2016.

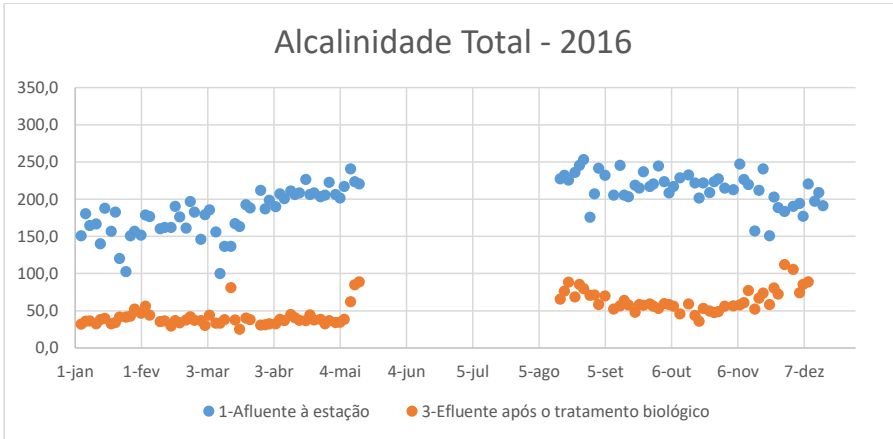


Figura 5. 1 - Alcalinidade Total do ano 2016

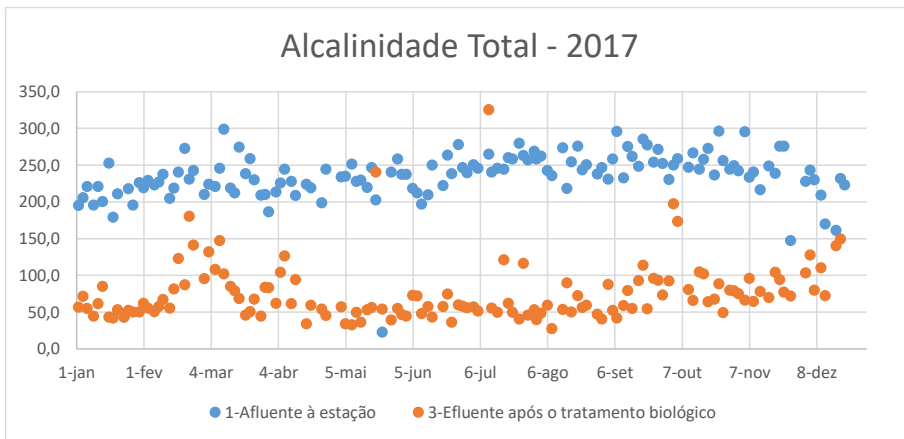


Figura 5. 2 - Alcalinidade total do ano 2017

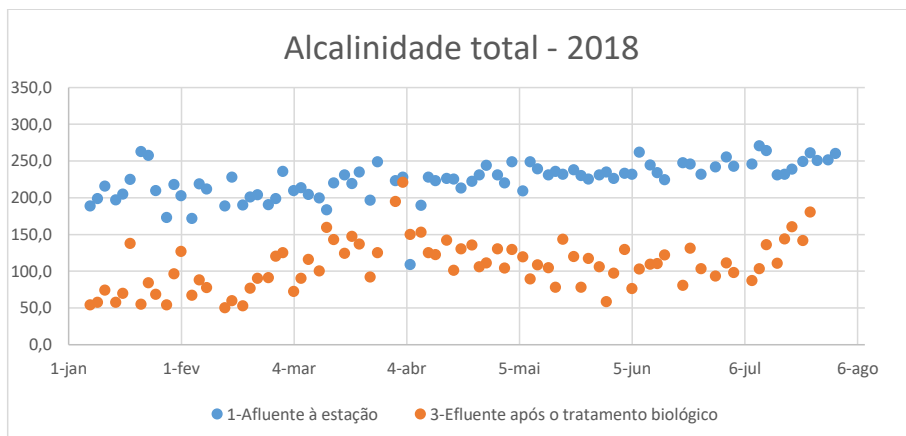


Figura 5.3 - Alcalinidade total até o mês Julho do ano 2018

Na remoção química de P pela adição de sais de cálcio, a alcalinidade total influencia diretamente na dosagem de cálcio a ser usada, estima-se que a dosagem está entre valores de 1,4 e 1,5 vezes a alcalinidade total, expressa em mgCaCO_3/L do meio (Figura 3.9). Caso fosse projetada a remoção do fósforo por adição de sais de cálcio na ETE Brasília Sul, para reduzir custos e material, a remoção deveria ocorrer após o tratamento secundário e além da redução do fósforo, os sólidos em suspensão totais (SST) também reduziriam pela ação do precipitado de carbonato de cálcio, que age como coagulante para a remoção de sólidos em suspensão totais (SST).

5.1.3. Sólidos em Suspensão (SST)

Para o parâmetro de sólidos em suspensão é necessário tomar cuidado para que haja uma grande redução antes do lançamento no corpo hídrico, pois, estima-se, que, em sistemas de lodos ativados com remoção de nutrientes, entre 2% e 7% de sua composição, está o fósforo (Von Sperling, 2002). Nos anos de 2016, 2017 e 2018 (Figuras 5.4, 5.5 e 5.6, respectivamente) verifica-se uma redução importante dos sólidos em suspensão desde o afluente à estação até o efluente final que será lançado no lago, com as maiores remoções ocorrendo após o tratamento físico-químico.

Nos casos de tratamento químico por adição de sais de cálcio, quando ocorre a adição de cálcio após o tratamento secundário, ocorre a redução de SS no esgoto (Metcalfy; Eddy, 2016). Em estações de esgoto em que a remoção de P é feita pela formação de estruvita, é ideal que as concentrações de SST sejam baixas (De-Bashan; Bashan, 2004).

Comentado [RM1]: Colocar referência

Comentado [RM2]: Colocar referência

De acordo com a resolução CONAMA 430/2011, que dispõe sobre as condições e os padrões de lançamento de efluentes, é necessária uma redução de 20% nos Sólidos em suspensão no desarenador, a redução que ocorre em média entre o afluente à estação e o efluente do decantador primário foi de 52, 60 e 57% nos anos 2016, 2017 e 2018 respectivamente, não sendo possível afirmar se está dentro dos padrões por que não há dados do efluente do desarenador (tratamento preliminar).

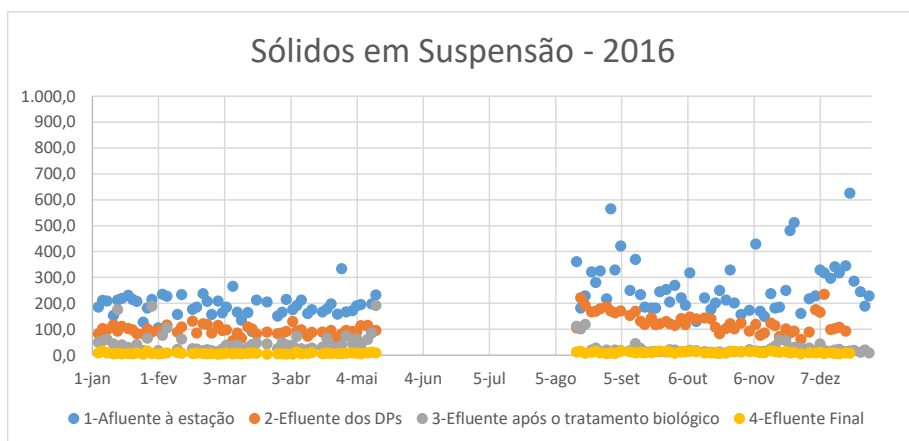


Figura 5. 4 - Sólidos em Suspensão no ano de 2016

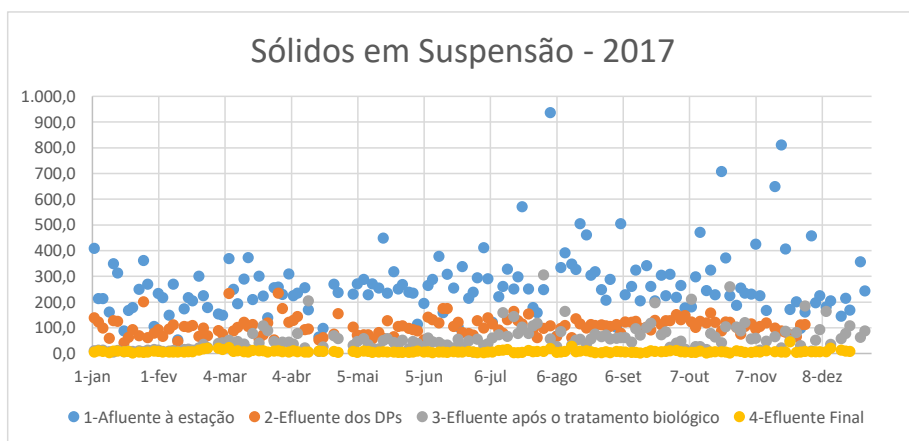


Figura 5. 5 - Sólidos em Suspensão no ano de 2017

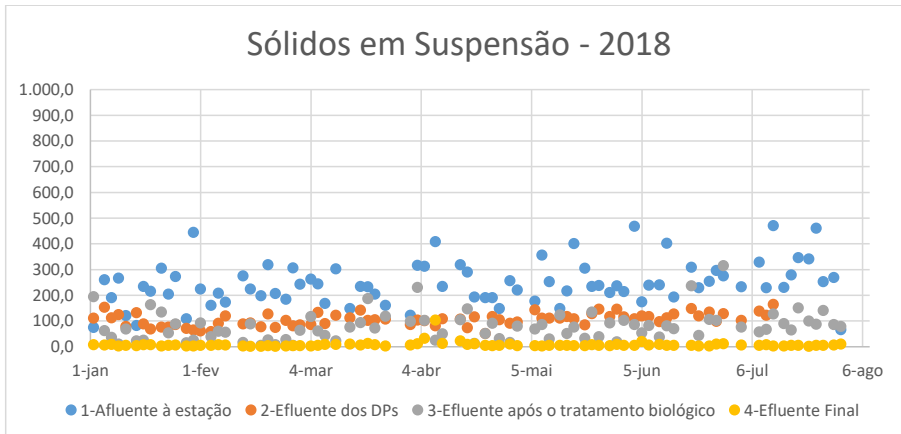


Figura 5. 6 – Sólidos em Suspensão de Janeiro até Julho de 2018

5.1.4. Demanda Biológica de Oxigênio – DBO

De acordo com a resolução CONAMA 357 o limite estabelecido para o lançamento de DBO em corpos hídricos classe 2, é de 5 mg/L e para corpos classe 3 é de 10 mg/L. Levando-se em consideração o gráfico boxplot da Figura 5.7 com os dados de DBO no efluente final nos anos 2016, 2017 e 2018 é possível inferir que a mediana dos dados está no limite permitido para classe 2, porém a média se encontra pouco superior ao limite, mas por meio de uma proposta de 24 de Outubro de 2013, pela Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA), nos trechos próximos às ETEs, o Lago Paranoá é enquadrado como classe 3, isso se deve ao conceito de zona de mistura. Portanto apenas alguns poucos pontos estão acima do limite.

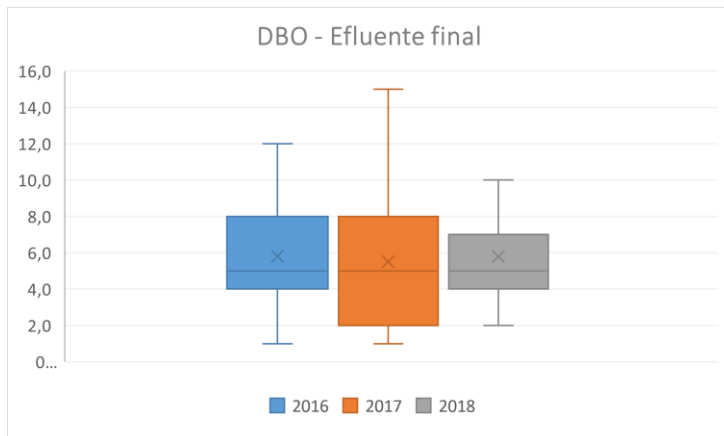


Figura 5. 7 – Boxplot DBO efluente final nos anos 2016, 2017 e 2018

A eficiência global de remoção de DBO apresenta média de aproximadamente 98% entre afluente à estação até o efluente final, os gráficos de dispersão de pontos estão representados nas Figuras 5.8, 5.9 e 5.10. A média de DBO no afluente nos anos 2016, 2017 e 2018 é, respectivamente, $325 \pm 68,61$ mg/L, $364 \pm 109,00$ mg/L e $328 \pm 86,33$ mg/L, enquanto no efluente final é $5,8 \pm 2,8$ mg/L; $5,5 \pm 3,61$ mg/L e $5,8 \pm 2,40$ mg/L.

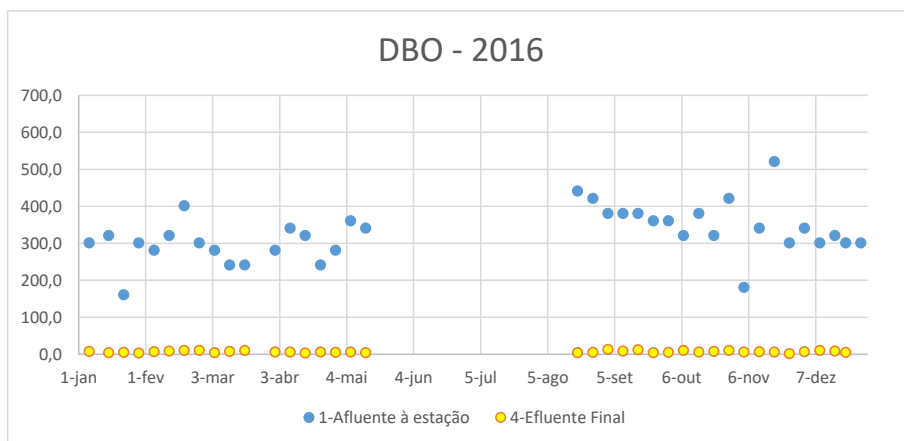


Figura 5. 8 – DBO no ano 2016

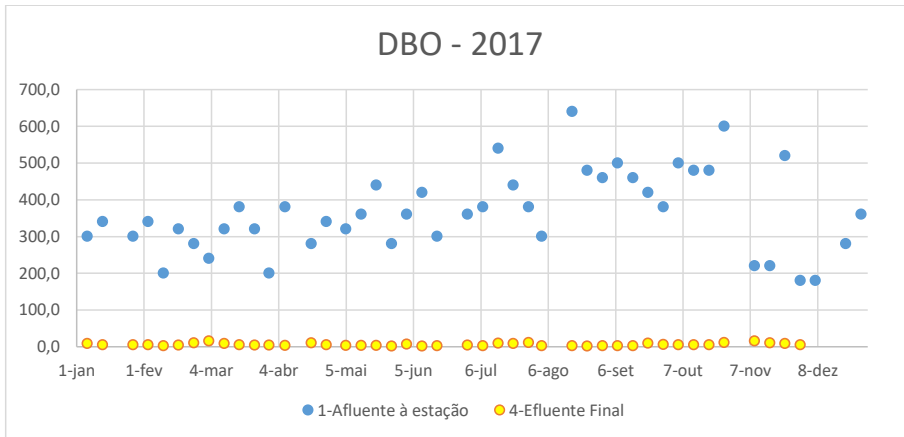


Figura 5. 9 – DBO no ano 2017

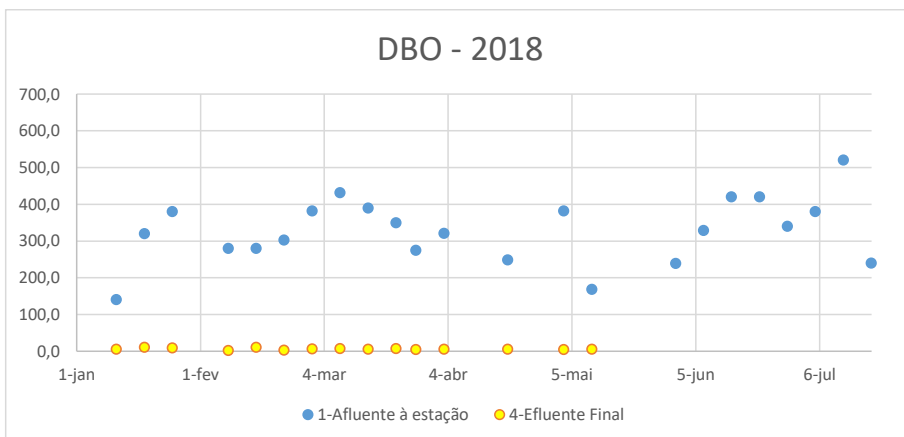


Figura 5. 10 – DBO de Janeiro até Julho de 2018

A DBO é um fator influente nos mais diversos tipos de remoção de fósforo. No método EBPR, a DBO é convertida em ácidos graxos na fase anaeróbia para, depois de outra conversão ainda na fase anaeróbia, ser oxidado a gás carbônico e água na fase aeróbia. Também na EBPR é preciso se levar em consideração a DBO ao se projetar a zona aeróbia, é necessário permitir tempo suficiente nessa zona para a remoção de DBO.

Para Sedlak (1991), a relação mínima de DBO:P para o afluente é de 15:1 para se obter baixas concentrações de fósforo solúvel no efluente com idades de lodo relativamente baixas. No ano de 2016, a média de DBO foi no afluente à estação foi de $325 \pm 68,61$ mg/L enquanto a média de fósforo total foi de $7,22 \pm 2,28$ mg/L, logo a relação DBO:P foi de 45:1, a média de

DBO no afluente à estação em 2017 foi de $364 \pm 109,00$ mg/L e em 2018, $328 \pm 86,33$ mg/L, as médias de fósforo total no mesmo ponto foram $8,07 \pm 2,29$ e $7,37 \pm 1,57$ respectivamente, correspondendo a uma relação DBO:P de 45:1 para o ano de 2017 e 42:1 para o ano de 2018.

5.1.5. Demanda Química Total – DQO_T

As Figuras 5.11, 5.12 e 5.13, representam a variação da DQO durante o processo de tratamento de esgoto, a redução de DQO é bastante eficiente, atingindo valores de redução de 93,00%, 94,22% e 93,56% paras os anos de 2016, 2017 e 2018 respectivamente. A DQO é um parâmetro de mais rápida obtenção, com uma frequência de análise mais curta em comparação com os dados de DBO. O resultado do teste dá uma indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica (Von Sperling, 1996).

A relação DQO/DBO demonstra o grau de biodegradabilidade, quanto menor for essa relação, maior será a biodegradabilidade. Para a ETEB Sul, no afluente, entre os anos 2016, 2017 e 2018 essa relação foi 1,80, 1,85 e 1,83, respectivamente. Segundo Von Sperling (1996), os valores comuns para essa relação em estações de tratamento de esgoto doméstico está numa faixa entre 1,7 e 2,4, assim como, o aumento da relação durante o tratamento, usualmente chegando a valores acima de 3 no efluente final, na ETEB Sul, os valores estão dentro do padrão, com a relação sendo superior à 6 nos três anos.

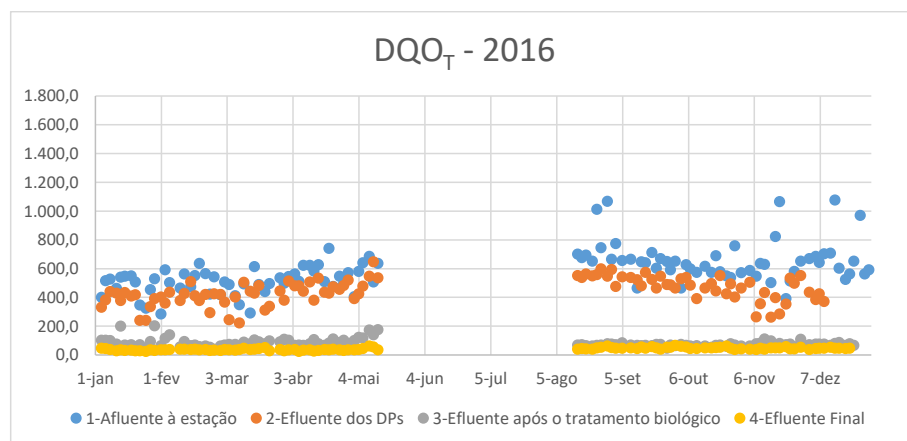


Figura 5. 11 – DQO no ano 2016

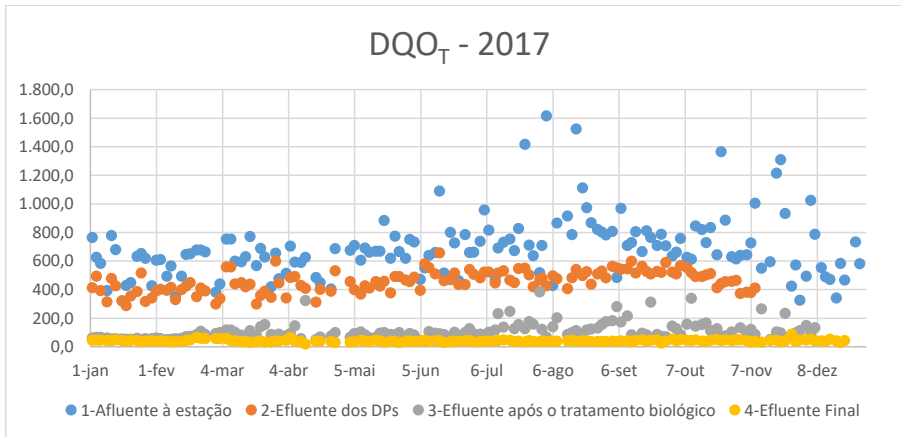


Figura 5. 12 – DQO no ano 2017

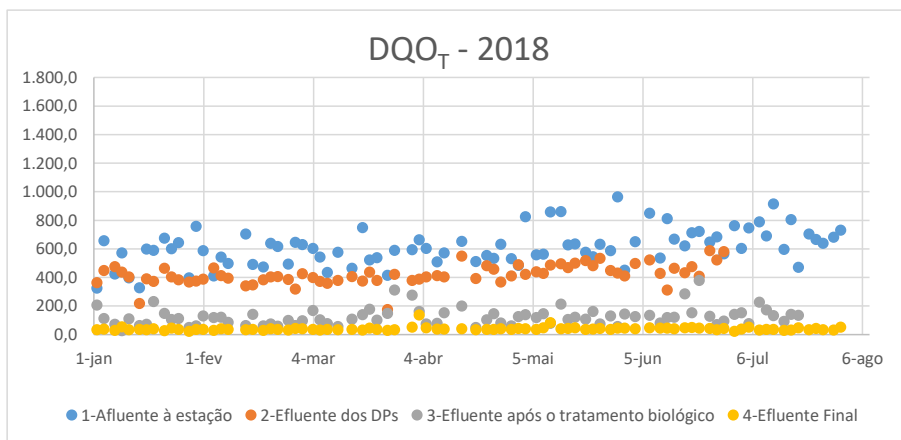


Figura 5. 13 – DQO de Janeiro até Julho de 2018

5.1.6. Demanda Bioquímica de Oxigênio Filtrada – DQO_F

A DQO filtrada é o parâmetro de ligação entre sólidos em suspensão e DQO_T, a diferença entre DQO total e DQO filtrada são os sólidos em suspensão que são removidos durante o tratamento biológico, portanto a DQO_F representa a eficiência do processo biológico de remoção de matéria orgânica solúvel. A DQO filtrada após o tratamento biológico e no efluente final estão representadas nas Figuras 5.14, 5.15 e 5.16.

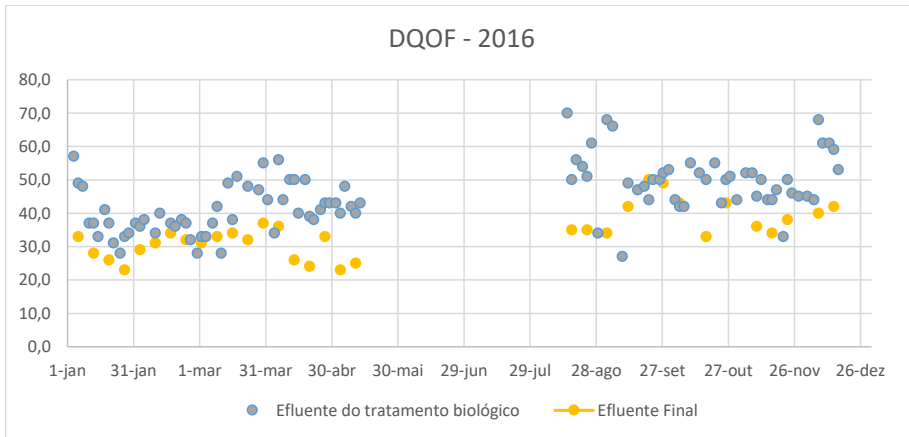


Figura 5. 14 - DQOF no ano 2016

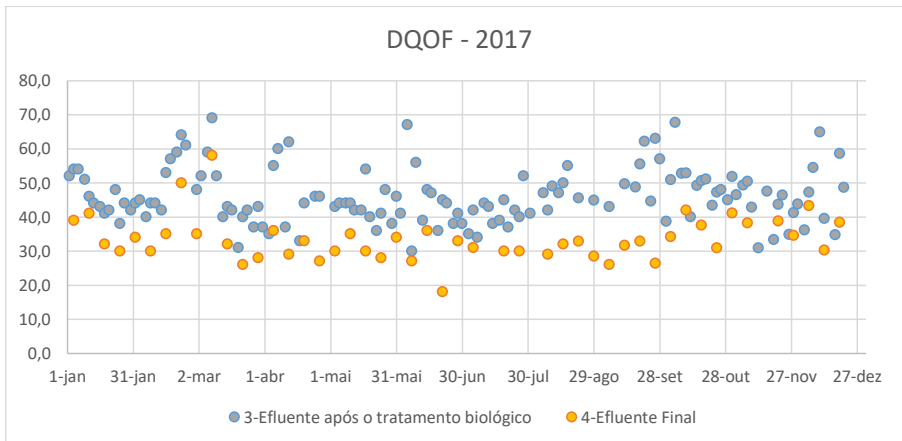


Figura 5. 15 - DQOF no ano 2017

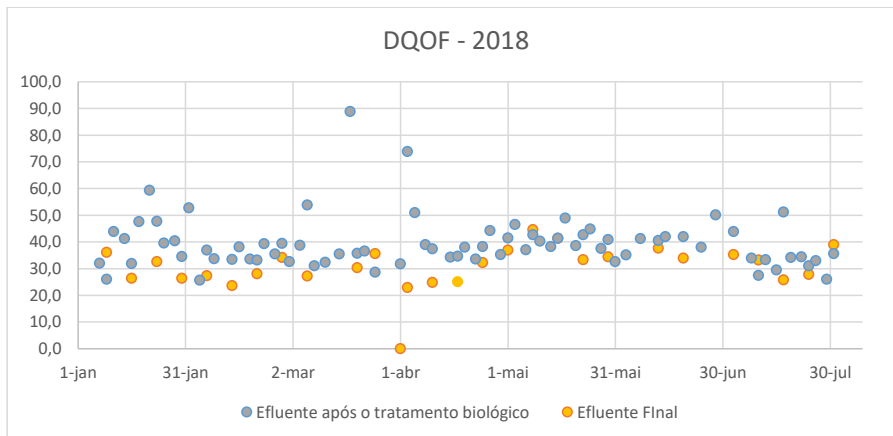


Figura 5. 16 - DQOF de Janeiro até Julho de 2018

5.1.7. Nitrogênio amoniacal (N-NH₃)

As Figuras 5.18, 5.19 e 5.20, que representam gráficos de nitrogênio amoniacal entre os pontos 3 e 4 definidos para a ETEB Sul em 2016, 2017 e 2018

Conforme prevê a Resolução CONAMA nº 430/2011, o padrão de referência para o nitrogênio amoniacal máximo total é 20 mg/L, admitindo-se valores distintos, desde que respeitados os limites estabelecidos pelo dispositivo e resguardadas as exigências cabíveis.

Para fins de esclarecimento, no caso em análise, serão considerados os valores admitidos pela Resolução nº 357/2005, que, respeitando as exigências supracitadas, determina que o nitrogênio amoniacal para lagos classe 3 – águas doces – é de 13,3 mg/L, para pH ≤ 7,5. Entre os pontos do efluente após o tratamento biológico e o efluente final não há uma variação considerável, comprovando a inexistência de uma remoção entre os pontos. O sistema de lodos ativados modificado para remoção de N e P da ETEB Sul apresentou maior estabilidade para remoção de N-NH₃ no ano de 2016, enquanto que nos anos 2017 e 2018 (Figura 5.17) observam-se maiores valores tanto nas concentrações efluentes do tratamento biológico como no efluentes final. Este fato indica uma provável instabilidade no processo biológico, resultando em necessidade de estudos mais aprofundados sobre o processo de nitrificação e desnitrificação.

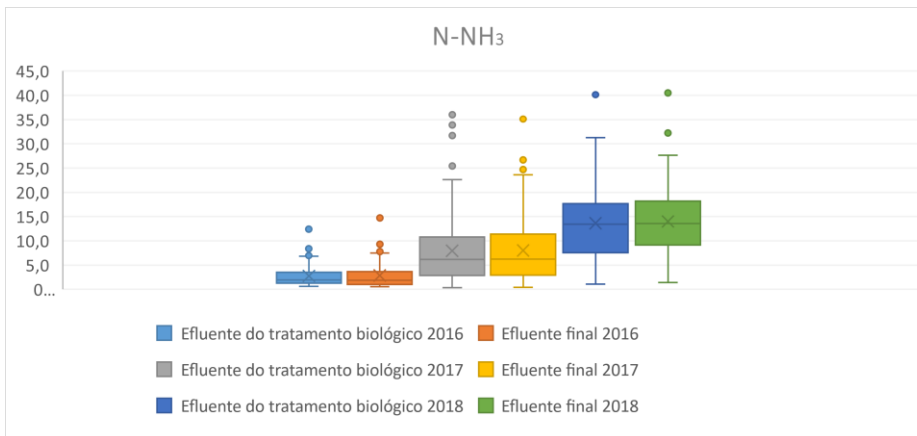


Figura 5. 17 – Gráfico Boxplot da dispersão de dados de N-NH₃ nos anos 2016, 2017 e 2018

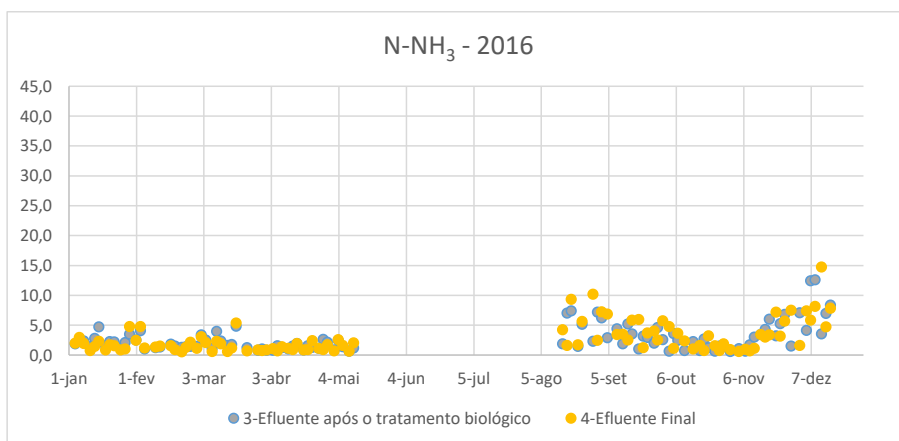


Figura 5. 18 – N-NH₃ no ano 2016

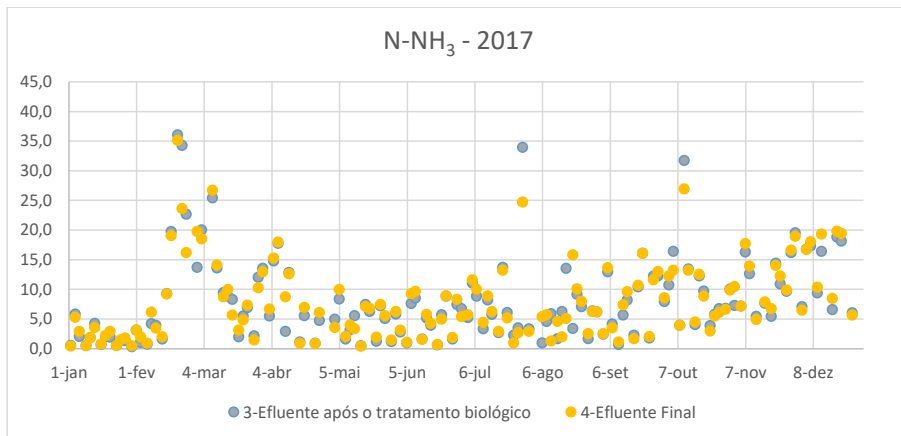


Figura 5. 19 – N-NH₃ no ano 2017

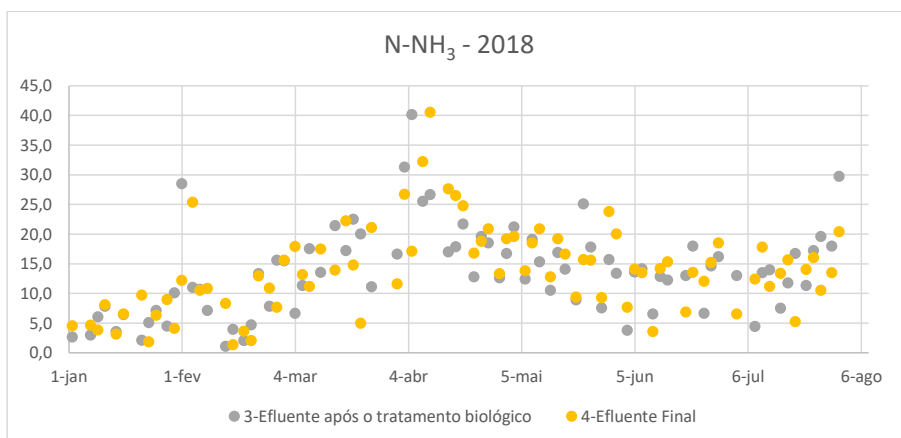


Figura 5. 20 – N-NH₃ de Janeiro até Julho do ano 2018

5.1.8. Fósforo (PO_4^{3-})

Na Figura 5.21, é observada uma redução na concentração de fósforo presente no efluente do tratamento biológico ao longo dos anos. No ano de 2016, a média de fósforo foi de $1,41 \pm 1,03$ mg/L, enquanto nos anos de 2017 e 2018 foram $1,07 \pm 0,96$ mg/L e $0,50 \pm 0,49$ mg/L, respectivamente. Houve um aumento de eficiência na remoção de fósforo no tratamento biológico, que reduziu o residual de fósforo em 24,14% entre os anos de 2016 e 2017 e de 64,55% entre 2016 e 2018. No efluente final as médias de fósforo residual foram $0,17 \pm 0,32$ mg/L, $0,09 \pm 0,16$ mg/L e $0,06 \pm 0,05$ mg/L nos anos de 2016, 2017 e 2018, respectivamente,

sendo que o aumento na eficiência de redução entre os anos 2016 e 2017, foi de 49,87% e a redução entre os anos 2016 e 2018 foi de 66,51%.

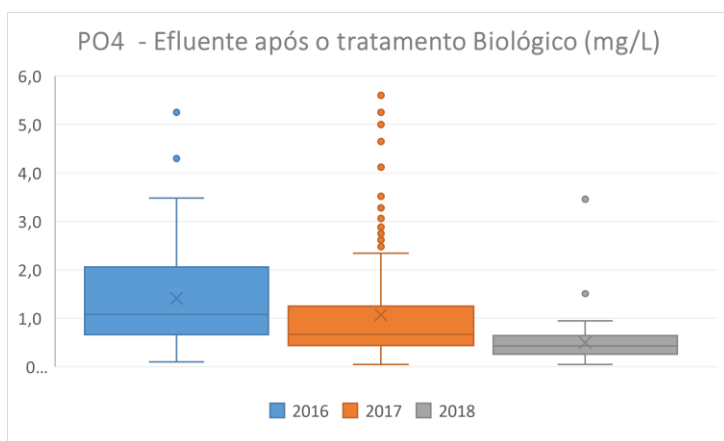


Figura 5. 21 – Gráfico Boxplot PO_4^{3-} no efluente após o tratamento biológico nos anos 2016, 2017 e 2018 (de Janeiro até Julho)

Na Figura 5.22, está representada a dispersão de valores de PO_4^{3-} nas correntes do efluente do tratamento biológico e no efluente final entre o efluente nos anos 2016, 2017 e 2018. A redução entre o efluente do tratamento biológico e o efluente final foi de 87,71% no ano de 2016, de 91,72% no ano de 2017 e 83,40% no ano de 2018. Essa redução ocorre através da remoção de sólidos em suspensão, que é composta em grande parte de fósforo, no caso dos SS, as eficiências de remoção entre o efluente do tratamento biológico e efluente final, são de, 78,08%, 88,13% e 91,07%. O processo usado para a redução de SS, conforme relatado anteriormente, é a coagulação/floculação, seguido de flotação por ar dissolvido, representando a etapa polimento final do efluente da ETEB Sul antes de seu lançamento no lago Paranoá. As concentrações de fosfato após o tratamento biológico apresentam valores médios elevados, superiores a 1 mg/L, com exceção dos valores do ano de 2018, respaldando a importância do tratamento físico-químico como polimento final. Dessa forma, ressalta-se também, a importância de um diagnóstico mais detalhado e estudos de otimização do sistema biológico de tratamento.

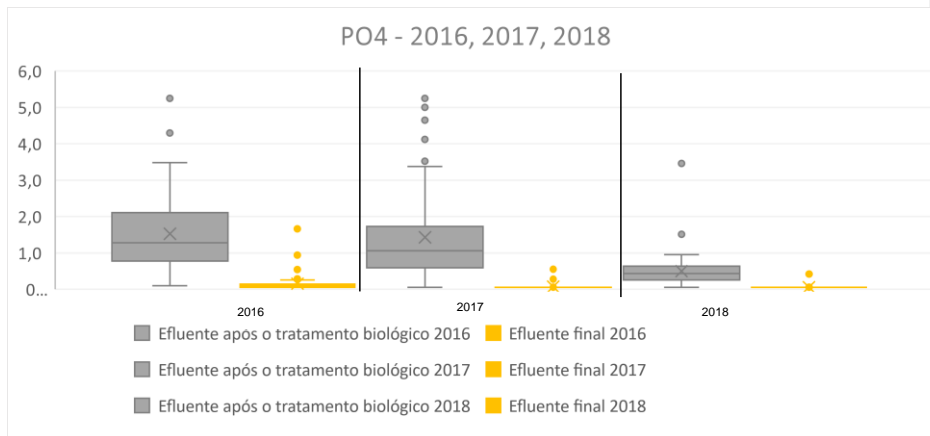


Figura 5. 22 - Gráfico Boxplot PO_4^{3-} no efluente após o tratamento biológico e efluente final nos anos 2016, 2017 e 2018 (de Janeiro até Julho)

5.1.9. Fósforo total (PT)

De acordo com a resolução CONAMA nº 357/2008, o limite de fósforo permitido em um corpo hídrico lêntico de classe 3 é de 0,05 mg/L de P, as médias de fósforo no efluente final (Figura 5.22) são de $0,40 \pm 0,28$ mg/L, $0,29 \pm 0,25$ mg/L e $0,33 \pm 0,55$ mg/L nos anos de 2016, 2017 e 2018, respectivamente, indicando que esses valores não ultrapassam os limites estipulados para o lago Paranoá.

No ano de 2016 houve uma floração de cianobactérias no lago Paranoá, isto ocorreu em meados do mês de novembro, para este mês, a média de fósforo lançado foi de $0,55 \pm 0,14$ mg/L, apesar deste valor ter excedido o limite, em 275%, é improvável que tenha sido a causa principal para a ocorrência da eutrofização que ocasionou a morte de inúmeros peixes. Esse aporte de nutriente ocorreu, provavelmente, por meio de fontes difusas.

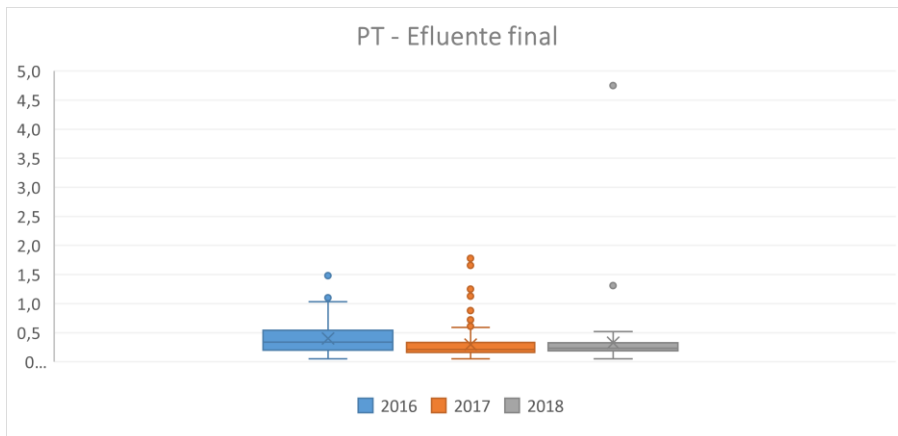


Figura 5. 23 - Gráfico Boxplot PT no efluente final para os anos 2016, 2017 e 2018

Na Figura 5.23, está representada a redução de fósforo, desde o afluente à estação até o efluente final, apresentando também os dados do efluente do tratamento biológico. As eficiências de remoção estão expressas na Tabela 5.1. A ETEB Sul teve uma eficiência de remoção de fósforo total de 94,46%, 96,34% e 95,76% nos anos de 2016, 2017 e até julho de 2018 respectivamente. A redução de fósforo entre o afluente à estação e no efluente do tratamento biológico, representa mais da metade da redução total, porém é necessária a etapa de polimento final, pois os valores médios de concentração de fósforo nesse ponto são superiores ao limite estipulado pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de classe 3 (Figura 5.23).

Tabela 5. 1 - Taxas de remoção de fósforo entre o afluente à estação (Ponto 1), efluente do tratamento biológico (Ponto 3) e efluente final (4)

ANO	Decaimento percentual de Fósforo total entre os pontos:		
	1 e 4	1 e 3	3 e 4
2016	94,46	67,26	83,08
2017	96,34	64,97	89,55
2018	95,76	52,1	91,53

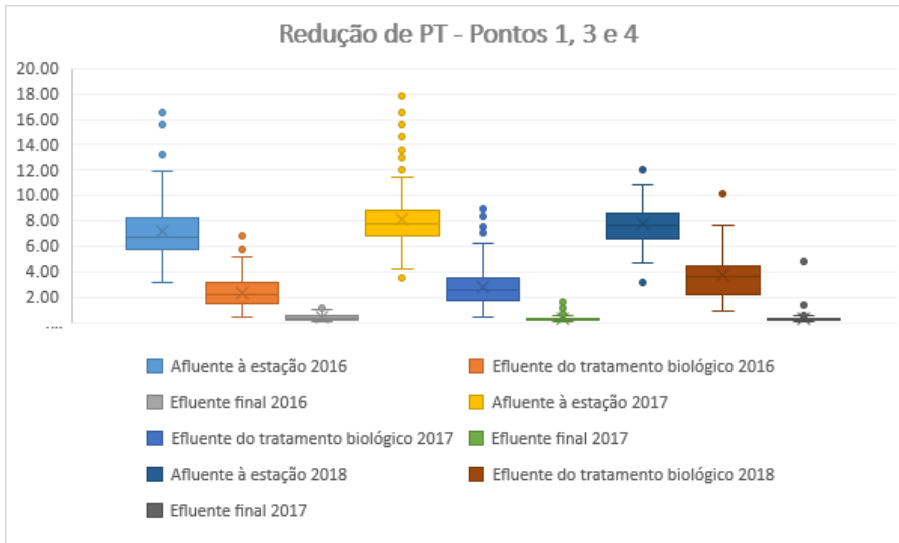


Figura 5. 24 – Gráfico Boxplot das concentrações de fósforo total do afluente à estação, efluente do tratamento biológico e efluente final

O fósforo que é removido, por meio do processo de absorção biológica, tem como seu destino o lodo. Pode-se inferir então que o lodo gerado tem altas concentrações de fósforo, apresentando um grande potencial para fertilizante agrícola, porém, para utilizar o lodo no solo, se faz necessário cumprir uma série de requisitos legais elencados na resolução CONAMA 375/006, que define os critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerado em estações de tratamento de esgoto e seus derivados. Dessa forma, estudos que visem avaliar o tratamento dos lodos gerados na ETEB Sul e sua adequação aos padrões estabelecidos na legislação são fundamentais para balizar as alternativas de reaproveitamento do fósforo.

5.2. : Estratégias para remoção/recuperação do fósforo presente nos efluentes líquidos e nos lodos gerados na ETEB Sul.

Para atentar aos objetivos específicos desta pesquisa, um dos principais meios para se recuperar o fósforo é por meio da formação de estruvita. A estruvita é formada espontaneamente na estação, porém para se obter altas eficiências de conversão de P em estruvita, é necessário a construção de um reator específico para intensificar sua geração. Normalmente a formação controlada de estruvita está ligada à estações com tratamento

biológico, o que já ocorre na ETEB Sul. A aplicação de estruvita como fertilizante em plantações tem ótimo resultado, sendo capaz de substituir fertilizantes comerciais. Entretanto deve-se avaliar a possibilidade da sua formação a partir da utilização do efluente gerado a partir do deságue do lodo digerido anaeróbiamente. Dessa forma, faz-se necessário estudos em escala laboratorial para a otimização da reação de formação de estruvita e da busca de um resíduo rico em magnésio que possa proporcionar a relação estequiométrica ótima.

Outra opção para o aproveitamento do P é por meio do uso do lodo na agricultura. O lodo produzido na ETE Brasília Sul tem concentrações significativas de fósforo e nitrogênio, porém, apresentam concentrações restritivas de organismos patogênicos (Batista 2015). A utilização agrícola de lodo tem seus procedimentos definidos pela Resolução CONAMA 375/2006 retificada pela resolução CONAMA 380/2006. A partir dessa resolução é definido que os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto, deverão ser submetidos a um processo de redução patogênica e de atratividade de vetores. Não é possível a aplicação de lodos ou produtos derivados em qualquer tipo de cultura, sendo proibido o seu uso em pastagens, cultivo de olerícolas, tubérculos, raízes e culturas inundadas. Quanto à características do solo, também está vetado seu uso em áreas de proteção permanente, áreas de proteção aos mananciais, zonas de transporte para fontes de águas minerais, áreas onde a profundidade do nível do aquífero freático seja inferior a 1,5 m na cota mais baixa do terreno, entre outros. Quanto às características, está vetado o uso de lodo de estações de tratamento de efluente de instalações hospitalares, de efluentes de portos e aeroportos, dos resíduos de gradeamento, resíduos de desarenador, material lipídico do sobrenadante de decantadores primários, das caixas de gordura e dos reatores anaeróbicos, lodos coletados por veículos anteriormente ao seu tratamento em uma ETE, lodo de esgoto não estabilizado e lodos classificados como perigosos de acordo com as normas brasileiras vigentes.

Seguindo todas as recomendações e obrigações previstas na resolução CONAMA 375/006, o ideal para a estação de tratamento de esgoto Brasília Sul, seria fazer a recuperação do fósforo através da utilização do lodo gerado, visto que não será necessária nenhuma mudança estrutural. A comercialização do lodo está regulamentada pela Lei nº 6.894, de dezembro de 1980.

Ao estar amparado legalmente, será necessário viabilizar uma forma de recolhimento e transporte do lodo, uma equipe para o monitoramento e caracterização do solo, um encarregado para participar de reuniões anuais com o MMA e os representantes das áreas previstas na resolução CONAMA 375/006.

Quanto às responsabilidades definidas pela resolução CONAMA 375/006, a unidade geradora de lodo (UGL) deverá monitorar o uso agrícola do lodo ou produto derivado, também está a cargo da UGL a caracterização do solo agrícola antes da primeira aplicação e o carregamento e transporte do lodo, o Ministério do Meio Ambiente (MMA) estará responsável pelo monitoramento e acompanhamento da resolução.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos dados apresentados e discutidos no capítulo 5, conclui-se que:

- A remoção global de fósforo da ETEB Sul é satisfatória uma vez que atende aos requisitos das resoluções CONAMA 357/2008 e CONAMA 430/2011;
- A remoção de fósforo observada apenas no sistema biológico apresenta grandes flutuações e não atende aos requisitos preconizados na legislação citada anteriormente;
- A remoção de matéria orgânica é satisfatória e atende aos requisitos legais;
- A remoção de nitrogênio apresenta grandes variações indicando possível instabilidade do sistema;
- Observou-se a inexistência de uma tecnologia eficiente para a recuperação do fósforo;
- A utilização do lodo, após adequação aos parâmetros da legislação vigente, apresenta-se como alternativa viável para reaproveitamento do fósforo presente no esgoto sanitário tratado na ETEB Sul.

Recomendações:

- Recomenda-se o estudo mais aprofundado do sistema de lodos ativados modificado para remoção de N e P visando a otimização dos processos biológicos de nitrificação\desnitrificação e remoção biológica de P;
- Recomenda-se o estudo da possibilidade da implementação da remoção biológica de nitrogênio, com a otimização do processo de nitrificação\desnitrificação, e a implementação de processo físico-químico para remoção de fósforo;
- Estudo da viabilidade técnica e econômica da recuperação do fósforo por meio da precipitação química com formação de estruvita na corrente de rejeito.
- Verificar as concentrações de fósforo no rejeito do desaguamento de lodo.
- Verificar a possibilidade de avaliar os percentuais em massa (kg) do fósforo no lodo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADASA: Rios do DF serão enquadrados segundo a qualidade de suas águas. Disponível em : <http://abar.org.br/adasa-rios-do-df-serao-enquadrados-segundo-a-qualidade-de-suas-aguas> . Acesso em 26/11/2018.

BLÖCHER, C. *et al.* (2012) Phosphorus recovery from sewage sludge with a hybrid process of low pressure wet oxidation and nanofiltration. v. 6.

BRASIL. Lei nº 6.894, de 16 de dezembro de 1980. Dispõe sobre a inspeção e a fiscalização da produção e do comércio de fertilizantes, corretivos, inoculantes, estimulantes ou biofertilizantes, remineralizadores e substratos para plantas, destinados à agricultura, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, p. 25289.

CHILDERS, D. L. *et al.* (2011) Sustainability Challenges of Phosphorus and Food: Solutions from Closing the Human Phosphorus Cycle. *BioScience*, v. 61, n. 2, p. 117–124.

CLEVELAND, C. C. *et al.* (2013) Patterns of new versus recycled primary production in the terrestrial biosphere. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 110, n. 31, p. 12733–12737.

CONAMA. Resolução nº 357, de 18 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. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> Acesso em: nov/2018.

CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=506> Acesso em: nov/2018.

CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> Acesso em: nov/2018.

DE-BASHAN, L. 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.

DESMIDT, E. *et al.* (2015) Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*.

EGLE, L. *et al.* (2016) Phosphorus recovery from municipal wastewater: An integrated comparative technological, environmental and economic assessment of P recovery

technologies. *Science of the Total Environment*.

FERREIRA, A. L. T. S. Remoção biológica simultânea de fósforo e nitrogênio de esgoto sanitário em reatores sequenciais em batelada. [s.l.: s.n.].

LIU, Y. *et al.* (2008) Global phosphorus flows and environmental impacts from a consumption perspective. *Journal of Industrial Ecology*, v. 12, n. 2, p. 229–247.

MARTINS, B. *et al.* (2015) Uso de Biossólido na Agricultura. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 4, n. 4, p. 64–72..

MELIA, P. M. *et al.* (2017) Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*.

METCALF; EDDDY. (2016) Tratamento de efluentes e recuperação de recursos, Metcalf & Eddy, Inc. [s.l.: s.n.]. v. 5,

PHOSPAQ™: *Products –PAQUES - leading in biological wastewater and gas treatment*. Disponível em: <https://en.paques.nl/products/other/phospaq> . Acesso em 27/11/2018.

PHOSNIX™: INTERNATIONAL CONFERENCE ON PHOSPHORUS RECOVERY FROM SEWAGE AND ANIMAL WASTES - "*PHOSNIX*" *P-RECOVERY PROCESS*. Disponível em: <https://phosphorusplatform.eu/images/download/Warwick-1998-1st-P-Recovery-and-Recycling-conference-summary--papers.pdf> . Acesso em 27/11/2018

REIJNDERS, L. (2014) Phosphorus resources, their depletion and conservation, a review. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 93, p. 32–49.

RIBAROVA, I. *et al.* (2017) Phosphorus recovery potential in Sofia WWTP in view of the national sludge management strategy. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 116, p. 152–159.

SCHOLZ, R. W. *et al.* (2013) Sustainable use of phosphorus: A finite resource. *Science of the Total Environment*.

SEDLAK, R. Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater : principles and practice. [s.l.: s.n.].

TARAYRE, C. *et al.* (2016) New perspectives for the design of sustainable bioprocesses for phosphorus recovery from waste. *Bioresource Technology*.

VACCARI, D. A.; STRIGUL, N. (2011) Extrapolating phosphorus production to estimate resource reserves. *Chemosphere*.

VON SPERLING, M., (2002). *Lodos ativados. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*, v.4. Universidade Federal de Minas Gerais (Ufmg). Belo Horizonte, Brasil

XIAO, X. *et al.* (2017) Phosphorus removal and recovery from secondary effluent in sewage treatment plant by magnetite mineral microparticles. *Powder Technology*.

