

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE QUÍMICA

ALESSANDRO CANAL CHIES

**AVALIAÇÃO DE COAGULANTES A BASE DE FERRO NA REMOÇÃO DE  
FÓSFORO TOTAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO**

Porto Alegre  
2016

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE QUÍMICA

ALESSANDRO CANAL CHIES

**AVALIAÇÃO DE COAGULANTES A BASE DE FERRO NA REMOÇÃO DE  
FÓSFORO TOTAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO**

Trabalho de conclusão apresentado junto à atividade de ensino “Trabalho de Conclusão de Curso – QUI” do Curso de Química, como requisito parcial para obtenção do grau de Químico Industrial

Prof. Dr. Antonio D. Benetti  
Orientador

Me. Anderson E. S. Bezerra  
Co – Orientador

Porto Alegre  
2016

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais por todos os ensinamentos, suporte, paciência e amor durante essa e todas as jornadas pelas quais passei até este momento.

À minha namorada Joyce Helena da Silveira por todo suporte, compreensão, paciência e amor.

Aos meus amigos, pela amizade, parceria e compreensão nos momentos de ausência.

Ao Prof. Dr. Antonio D. Benetti pela orientação, oportunidades de aprendizado e disponibilidade.

Ao Me. Anderson Espírito Santo Bezerra pela orientação, oportunidades e disponibilidade.

À todos os professores do curso de Química Industrial da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pela parceria, oportunidades de aprendizado e conselhos proporcionados ao longo do curso.

À Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) pela oportunidade, parceria e troca de conhecimento para a realização deste projeto.

Aos colegas do Departamento de Ensaio e Controle de Efluentes Líquidos e Resíduos (DECER) da CORSAN, pelos ensinamentos, suporte, coleguismo e amizade.

Aos colegas do Departamento de Produção Química e Coagulantes (DEPC) da CORSAN, pelos ensinamentos, suporte, coleguismo e amizade.

## RESUMO

Estações de tratamento de esgotos (ETE) provenientes de projetos anteriores à legislação ambiental atual têm dificuldades em atender alguns parâmetros exigidos pela mesma. Dentre os parâmetros a serem atendidos, destaca-se o fósforo total, cujo excesso em corpos receptores pode contribuir para a eutrofização do meio e, por consequência, uma alteração profunda no ecossistema do ambiente aquático.

A utilização de coagulantes metálicos, como cloreto férrico e sulfato de ferro III, tem demonstrado bons resultados na eficiência de remoção de fósforo quando adicionado a tratamentos convencionais de esgotos, em comparação a não utilização do coagulante. Baseado nisso, este trabalho objetivou iniciar os estudos para o desenvolvimento de um coagulante a base de sulfato férrico que possa ser aplicado nas estações de tratamento de esgotos em substituição ao cloreto férrico, garantindo uma remoção desejável do componente fósforo do esgoto em tratamento.

Foi observado que as dosagens mínimas dos coagulantes testados, com ênfase para o sulfato férrico, apresentaram percentuais de redução de fósforo total na faixa de 80% a 90% na amostra de saída do tanque de aeração da estação estudada. Ambos coagulantes não impactaram significativamente no pH ou alcalinidade do meio, para baixas dosagens, a exceção do coagulante em fase de desenvolvimento pelo laboratório do Departamento de Produção Química e Coagulantes (DEPC). Assim, os resultados deste estudo permitiram concluir que com a dosagem mínima de 25ppm de sulfato férrico é possível atender à legislação para o efluente final e, inclusive, possibilitou a visualização de uma continuidade dos estudos, empregando dosagens menores em testes de bancada, além de aplicações em campo.

**Palavras chave:** Tratamento de esgoto. Remoção de fósforo. Precipitação química.

## ABSTRACT

Wastewater treatment plants from projects previous to the current environmental legislation have been having difficulties to meet some required parameters. Among these parameters there is the total phosphorus whose excess in the receiving watercourses can contribute to the eutrophication of the aquatic environmental and, because of that, an enormous alteration in the entire aquatic ecosystem.

The use of metallic coagulants, like iron chloride and iron (III) sulfate, has been showing good results in the efficiency of phosphorus removal when coupled with conventional wastewater treatments, compared to not using coagulant. Based on that, this project started the studies to the development of an iron (III) sulfate coagulant which can be used in the wastewater treatment plants, in substitution of the ferric chloride, ensuring a desirable phosphorus removal from the wastewater.

It was observed that minimum dosages of the tested coagulants, with focus on the iron (III) sulfate, showed percentages of phosphorous removal in the range of 80% to 90% for the sample from the aeration tank of the wastewater treatment plant studied. Both coagulants didn't significantly impact on the pH or the alkalinity, for low dosages, except for the coagulant being developed by DEPC's laboratory. Thus, the results of this study allowed us to conclude that with the minimum dosage of 25ppm of ferric sulphate it is possible to comply with the legislation for the final effluent, and even allowed the visualization of a continuity of studies, using lower dosages in bench tests, besides field applications.

**Key words:** Wastewater treatment. Phosphorous removal. Chemical precipitation.

## LISTA DE ABREVIATURAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

CORSAN – Companhia Riograndense de Saneamento

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DECER – Departamento de Ensaio e Controle de Efluentes Líquidos e Resíduos

DEPC – Departamento de Produção Química e Coagulantes

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

LO – Licença de Operação

ML – Mistura Lenta

MR – Mistura Rápida

NBR – Norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas

OD – Oxigênio Dissolvido

pH – Potencial Hidrogeniônico

PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Fluxograma do sistema de lodos ativados convencional.....	26
Figura 2. Fluxograma do sistema de lodos ativados por aeração prolongada. ....	27
Figura 3. Fluxograma do sistema de lodos ativados de fluxo intermitente.....	28
Figura 4. Vista aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Mato Grande.....	33
Figura 5. Tanque de aeração da ETE.....	34
Figura 6. Ponto de coleta da amostra.....	35
Figura 7 – Equipamento Jar Test utilizado nos teste com os coagulantes. ....	36
Figura 8 – Jarros do teste 1 (cloreto férrico) após tempo de decantação. ....	42
Figura 9 – Jarros do teste 2 (sulfato férrico) após tempo de decantação. ....	43

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Composição típica de esgotos não tratados. ....	17
Tabela 2 – Padrões de emissão para o parâmetro fósforo total. ....	22
Tabela 3 – Métodos empregados na caracterização dos coagulantes. ....	32
Tabela 4 – Caracterização dos coagulantes. ....	40
Tabela 5 – Resultados dos testes 1 e 2. ....	41
Tabela 6 – Resultados em termos de percentual de remoção em comparação com a variação de pH. ....	41
Tabela 7 – Resultados dos testes 3, 4 e 5. ....	43
Tabela 8 – Comparativo de remoção de turbidez e fósforo em relação ao pH e variação da alcalinidade. ....	44



## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 Objetivos gerais.....	13
2.2 Objetivos específicos: .....	13
3 DESENVOLVIMENTO .....	14
3.1 POLUIÇÃO E SANEAMENTO .....	14
3.1.1 A Poluição.....	14
3.1.2 O Esgoto Sanitário.....	15
3.1.3 Caracterização dos Esgotos .....	15
3.1.4 O Fósforo em Esgotos Domésticos .....	18
3.1.5 Eutrofização.....	19
3.2 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL .....	20
3.2.1 Conselho Nacional do Meio Ambiente.....	20
3.2.2 Conselho Estadual do Meio Ambiente .....	21
3.2.3 Secretarias Municipais do Meio Ambiente .....	22
3.3 TRATAMENTO DE ESGOTO .....	22
3.3.1 Processos Físicos.....	23
3.3.2 Processos Biológicos.....	23
3.3.3 Processos Químicos.....	24
3.3.4 Classificação dos Processos de Tratamento .....	24
3.4. SISTEMAS DE TRATAMENTO.....	25
3.4.1 Sistema de Lodos Ativados .....	25
3.4.1.1 Lodos ativados convencionais .....	26
3.4.1.2 Lodos Ativados por Aeração Prolongada .....	26
3.4.1.3 Lodos Ativados de Fluxo Intermitente .....	27

3.4.2 Sistemas Complementares de Tratamento .....	28
3.4.2.1 Alagados Construídos .....	29
3.4.2.2 Reatores em Batelada Sequenciais com Aeração Intermitente.....	29
3.4.2.3 Precipitação Química .....	29
4 METODOLOGIA .....	32
4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS COAGULANTES.....	32
4.2 AMOSTRAGEM .....	32
4.3 TESTES DE JARROS ( <i>JAR TEST</i> ).....	35
4.4 ENSAIOS ANALÍTICOS .....	38
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	39
5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS COAGULANTES.....	39
5.2 AVALIAÇÃO DAS DOSAGENS DE COAGULANTE .....	40
6 ANÁLISE DE CUSTOS.....	46
7 CONCLUSÕES.....	48

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento indiscriminado dos esgotos nos corpos d'água, sem tratamento, causa vários inconvenientes. Estes inconvenientes se apresentam com maior ou menor importância, de acordo com os efeitos adversos que podem causar aos usos benéficos das águas. Assim, a poluição causada aos corpos d'água pelo lançamento de esgotos sem tratamento, ou apenas parcialmente tratados, é função das alterações da qualidade ocasionadas no corpo receptor, e das implicações relativas às limitações aos usos da água.

Oriundo da preocupação com a qualidade do efluente despejado em corpos receptores houve a necessidade da criação de leis que regulamentassem estas ações. Como exemplo pode-se citar a Resolução Nº 430 de 13 de maio de 2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) que determina a disposição sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, dentre eles o esgoto sanitário, e dá outras providências; e também a Resolução 128/2006 do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), que sob jurisdição dos órgãos ambientais competentes dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Estas Resoluções, ao entrarem em vigência, fizeram com que muitos sistemas de tratamento anteriores a elas tivessem que ser revistos.

Desta forma, estações de tratamento de esgotos (ETE) provenientes de projetos anteriores à legislação ambiental atual têm dificuldade em atender, em alguns casos, aos parâmetros exigidos pela mesma. Dentre os parâmetros a serem atendidos, destaca-se o fósforo total, cujo excesso em corpos receptores pode contribuir para a eutrofização do meio e, por consequência, uma alteração profunda no ecossistema da região. A utilização de coagulantes metálicos como o cloreto férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) e o sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ) tem demonstrado bons resultados na eficiência de remoção de fósforo quando adicionado a tratamentos convencionais de esgoto doméstico, em comparação a não utilização do coagulante.

Atualmente, muitas ETE utilizam solução de cloreto férrico como coagulante no tratamento de esgoto. Entretanto, tratando-se de sistemas de tratamento cujo projeto original não prevê a utilização de coagulantes, a sua recente aplicação

trouxe novas problemáticas como o aumento da acidez do efluente tratado (diminuição do pH), corrosão dos equipamentos e aumento nos custos de operação da estação. Uma alternativa para substituição do cloreto férrico no tratamento de esgoto é a aplicação de sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), também em solução, que têm apresentado, segundo a literatura, bons resultados como coagulante tanto para água como para esgoto, possuindo uma ampla faixa de pH de trabalho (5 a 11), sendo menos corrosivo e possuindo custo de obtenção menor que o cloreto férrico, assemelhando-se ao custo do sulfato de alumínio ( $\text{Al}_2\text{SO}_4$ ) aplicado no tratamento de água.

Dentro deste contexto, a Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) possui um departamento chamado Departamento de Produção Química e Coagulantes (DEPC) que é responsável pela síntese de todo sulfato de alumínio férrico utilizado no processo de potabilização da água bruta em cerca de 180 estações de tratamento de água (ETAs).

A atual expansão do tratamento de esgoto traz consigo a necessidade da utilização de produtos químicos, dentre eles podemos citar os coagulantes para remoção de fósforo. Objetivando criar condições para produção de um coagulante voltado ao tratamento de esgoto, a CORSAN investe em um estudo inicial que determine as bases para o desenvolvimento de uma futura linha de coagulantes a base de ferro a ser utilizada no tratamento terciário nas estações de tratamento de esgoto (ETE) da empresa.

Baseado nisso, a proposta deste trabalho é iniciar os estudos para o desenvolvimento de um coagulante a base de sulfato férrico que possa ser aplicado nas ETE em substituição ao cloreto férrico, de forma a auxiliar na redução de componentes nocivos ao corpo receptor do efluente tratado, com destaque para o fósforo, e atendendo a legislação vigente.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos do trabalho estão dispostos em objetivos gerais e específicos, conforme descritos em seguida.

### 2.1 Objetivos gerais

O objetivo principal deste trabalho é avaliar e comparar a eficiência de coagulantes à base de ferro (sulfato férrico comercial, sulfato férrico produzido de forma piloto e cloreto férrico comercial) na remoção de fósforo total na etapa de decantação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), cujo sistema é lodo ativado, da CORSAN.

### 2.2 Objetivos específicos:

Os objetivos específicos buscados por este trabalho são avaliar a eficiência da dosagem de sulfato férrico no processo de tratamento de esgoto avaliando a remoção de fósforo total na etapa de decantação do processo de lodo ativado de uma ETE da Corsan, em comparação a outros coagulantes a base de ferro e, com isso, propor dosagem de sulfato férrico a ser utilizado em operações futuras.

### 3 DESENVOLVIMENTO

#### 3.1 POLUIÇÃO E SANEAMENTO

A história tem demonstrado que a fixação do homem em certas regiões deu-se, principalmente, devido à disponibilidade de recursos necessários à sua sobrevivência, como água e alimento, sendo a água o fator mais fundamental. O consumo deste recurso, por não ser de forma eficiente ou consciente, acaba por gerar um volume muito grande de esgoto, que por muito tempo foram despejados em cursos d'água ou outros locais afastados da região onde foram gerados, sem qualquer tratamento, poluindo o ambiente aquático, até que se fez necessário desenvolver tecnologias para o tratamento deste rejeito.

##### 3.1.1 A Poluição

Convencionou-se chamar a ação da matéria rejeitada sobre as fontes de energia, de poluição do meio ambiente (JORDÃO e PESSÔA, 2011). A Lei Federal Nº 6.938 de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, no Artigo 3º, item III, define:

Entende-se por poluição a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente:

- a) Prejudiquem a saúde, a segurança e o bem estar da população;
- b) Criem condições adversas às atividades sociais e econômicas;
- c) Afetem desfavoravelmente a biota;
- d) Afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente;
- e) Lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Segundo Jordão (2011), existe diversas fontes de poluição as quais se apresentam com maior ou menor incidência de acordo com características locais, incluindo a geografia, a topografia, o uso do solo, a ocupação ordenada de território, a cultura, as condições sócio econômicas, e os recursos tecnológicos para controle da poluição. Entre os tipos de poluição, podemos citar: fontes naturais, águas de áreas agrícolas, águas servidas (esgoto doméstico, esgoto industrial e esgoto pluvial), entre outros.

### 3.1.2 O Esgoto Sanitário

Segunda a NBR 9648 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1986), esgoto sanitário é o despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e a contribuição pluvial parasitária.

Ainda conforme a mesma norma, esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas; esgoto industrial é o despejo líquido resultante dos processos industriais, respeitados os padrões de lançamento estabelecidos; água de infiltração é toda água proveniente do subsolo, indesejável ao sistema separador e que penetra nas canalizações; contribuição pluvial parasitária é a parcela do deflúvio superficial inevitavelmente absorvida pela rede de esgoto sanitário.

### 3.1.3 Caracterização dos Esgotos

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos suspensos e dissolvidos, sendo 75% desses sólidos matéria orgânica em processo de decomposição, neles proliferam-se microorganismos. Portanto, é por esta fração de 0,1% do esgoto que há necessidade de se tratar os esgotos (SPERLING, 1995).

Não há interesse, para o projeto de estações de tratamento de esgoto, em determinar todos os diversos compostos que constituem o esgoto, pois além da grande dificuldade que isso acarretaria os resultados obtidos não influem diretamente na elaboração do projeto. Desta forma, é preferível a utilização de parâmetros indiretos que indiquem o potencial poluidor do despejo em questão. Tais parâmetros, conforme relata Sperling (1995), definem a qualidade do esgoto e são divididos em parâmetros físicos, químicos e biológicos.

#### Parâmetros físicos:

- Temperatura: Variação conforme as estações do ano, sendo mais estável que a temperatura do ar. Influencia na atividade microbiana, na solubilidade dos gases e na densidade e viscosidade do líquido.
- Cor: Indica se o esgoto é fresco (coloração ligeiramente cinza) ou esgoto séptico (cinza escuro a preto).

- Odor: Funciona como indicador de esgoto fresco (odor oleoso, desagradável), esgoto séptico (odor fétido, desagradável, lembrando gás sulfídrico) e despejos industriais (odores característicos).
- Turbidez: Causada por grande variedade de sólidos em suspensão. Quanto mais fresco ou mais concentrado for o esgoto, maior sua turbidez.
- Sólidos totais: Sólidos em suspensão, dissolvidos e sedimentáveis, podendo ser orgânicos ou inorgânicos.

#### Parâmetros biológicos:

- Coliformes totais: Grande grupo de bactérias que têm sido utilizadas como indicadores de contaminação fecal.
- Coliformes fecais: Indicadores de organismos originários do trato intestinal de seres humanos e outros animais. A *Escherichia coli* é uma bactéria pertencente a este grupo.
- Estreptococos fecais: Incluem várias espécies e variedades de estreptococos que podem estar presentes no intestino de seres humanos e animais. Este parâmetro serve também como indicador da origem da contaminação do esgoto.

#### Parâmetros químicos:

- Indicadores de matéria orgânica: Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total.
- Nitrogênio total: Composto pelas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. Nutriente indispensável para o desenvolvimento de microorganismos no tratamento biológico do esgoto.
- Óleos e graxas: Fração orgânica solúvel em hexano. Em esgotos domésticos, provém de dejetos humanos e óleos e gorduras utilizados nos alimentos.
- Alcalinidade: Indicador da capacidade tampão do meio devido à presença de bicarbonatos, carbonatos e íons hidroxila.



- pH: Indicador das características ácida ou básica do esgoto. Os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH.
- Fósforo total: Destaca-se por ser um nutriente indispensável no tratamento biológico. É encontrado no esgoto na forma orgânica ou inorgânica.

O esgoto não tratado pode também ser caracterizado de acordo com a concentração dos contaminantes contidos no mesmo, sendo denominado como fraco, médio ou forte. Os parâmetros e o valor médio para cada tipo de esgoto estão relacionados na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição típica de esgotos não tratados.

Contaminantes		Unidade	Concentração		
			Fraco	Médio	Forte
Sólidos	Totais	mg/L	350	720	1200
	Dissolvidos	mg/L	250	500	850
	Fixos	mg/L	145	300	525
	Voláteis	mg/L	105	100	325
Sólidos Suspensos	Totais	mg/L	100	220	350
	Fixos	mg/L	20	55	75
	Voláteis	mg/L	80	165	275
Sólidos Sedimentáveis		mL/L	5	10	20
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	5 dias, 20°C (DBO <sub>5</sub> , 20°C)	mg/L	110	220	400
Carbono Orgânico Total		mg/L	80	160	290
Demanda Química de Oxigênio (DQO)		mg/L	250	500	1000
Nitrogênio	Total em N	mg/L	20	40	85
	Orgânico	mg/L	8	15	35
	Amônia Livre	mg/L	12	25	50
	Nitritos	mg/L	0	0	0
	Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo	Total em P	mg/L	4	8	15
	Orgânico	mg/L	1	3	5
	Inorgânico	mg/L	3	5	10
Cloretos		mg/L	30	50	100
Sulfatos		mg/L	20	30	50
Alcalinidade em CaCO <sub>3</sub>		mg/L	50	100	200
Óleos e Graxas		mg/L	50	100	150
Colifórmios Totais		Nº de org./100mL	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>7</sup>	10 <sup>7</sup> - 10 <sup>8</sup>	10 <sup>7</sup> - 10 <sup>9</sup>
Compostos Orgânicos Voláteis		µg/L	<100	100 - 400	>400

Fonte: METCALF & EDDY, 1991.

### 3.1.4 O Fósforo em Esgotos Domésticos

O fósforo, conforme citado anteriormente, é um dos elementos essenciais para o desenvolvimento microbiológico. Segundo Nuvolari (2003), nas ETE, é interessante manter a proporção carbono/nitrogênio/fósforo em 100:5:1, garantindo assim o crescimento bacteriano. O esgoto doméstico já contém uma concentração suficiente de nitrogênio e fósforo para esta relação. Em média o esgoto doméstico contém de 6 a 20 mg/L de fósforo.

O fósforo pode estar presente nos esgotos em três formas, segundo Nuvolari (2003) e Sperling (1995), são elas:

Ortofostatos: Presentes em formas diferentes, de acordo com o pH do meio ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , sendo a forma  $\text{HPO}_4^{2-}$  a predominante no esgoto doméstico. São compostos diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples. As principais fontes de ortofostatos são o solo, fertilizantes, despejos industriais e esgotos domésticos (degradação da matéria orgânica).

Polifostatos: São moléculas mais complexas, com dois ou mais átomos de fósforo. Os polifostatos passam a fosfato pelo processo de hidrólise, que ocorre de forma natural no ambiente, porém de forma lenta. A principal fonte de polifostatos são os detergentes.

Fósforo orgânico: É normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. Estes compostos também são convertidos a ortofostatos durante o tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores.

O fósforo é também um dos nutrientes essenciais às plantas. Estas, geralmente recebem adubação em excesso, pois, conforme Nuvolari (2003), o fósforo reage facilmente com outros elementos do solo, tornando-se indisponível para absorção pelas plantas. Desta forma, acaba sendo arrastado para cursos d'água onde causa problemas de eutrofização, o que faz com que o fósforo seja o elemento mais visado quando se quer eliminar, ou ao menos minimizar ao máximo, o impacto do lançamento de efluentes em corpos receptores. Sabe-se também que

parte do fósforo é removido com o lodo das estações de tratamento, porém a parcela que permanece no efluente é ainda considerável, fato que obriga as ETE a ter um processo de tratamento a nível terciário, geralmente utilizando coagulantes químicos.

### **3.1.5 Eutrofização**

O fenômeno da eutrofização consiste no crescimento excessivo das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, a níveis tais que sejam considerados como causadores de interferências com os usos desejáveis do corpo d'água (SPERLING, 1995) sendo causado pelo excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo. Este fenômeno ocorre de forma mais usual em lagos e represas, onde a velocidade de escoamento é lenta, propiciando melhor ambiente para acúmulo dos nutrientes e crescimento descontrolado da flora.

O crescimento desenfreado da população de algas nos ambientes aquáticos traz consigo diversos problemas. Conforme Sperling (1995), em um período de intensa exposição solar, as algas poderão atingir superpopulações, consistindo uma camada superficial, dando um aspecto de caldo verde ao corpo d'água. Esta camada superficial impede a penetração da energia luminosa nas camadas inferiores da superfície aquática, causando morte das algas situadas nestas regiões. A morte destas algas traz, em si, uma série de outros problemas. Estes eventos de superpopulação de algas também recebe o nome de floração das águas.

Entre as principais consequências do fenômeno de eutrofização e floração das águas, além das já citadas, podemos relatar a elevação da concentração de bactérias heterotróficas, que se alimentam da matéria orgânica das algas e outros microorganismos mortos, consumindo o oxigênio dissolvido na água. Com isto, há a formação de condições anaeróbias primeiramente no fundo e por final no corpo d'água como um todo, acarretando na mortandade de peixes. Há também a maior dificuldade e com isso aumento nos custos de tratamento da água. Como consequência final, o próprio desaparecimento gradual do corpo d'água é previsto.

Sendo assim, a minimização deste fenômeno é algo imprescindível para a manutenção de nossos corpos hídricos. A legislação atuante estabelece padrões

rigorosos para controle de fósforo no efluente tratado a ser lançado nos corpos receptores.

### 3.2 LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Conforme citado anteriormente, o despejo de esgotos em corpos hídricos sem o prévio tratamento põe em risco tanto o meio ambiente como a saúde pública. Desta forma, fez-se necessário o estabelecimento de leis que regulamentassem e direcionassem os graus de tratamento bem como os parâmetros mínimos de emissão do efluente tratado nos corpos receptores.

Os critérios de seleção do tipo e grau de tratamento estão também relacionados às exigências da legislação ambiental, cuja peça fundamental, no âmbito federal brasileiro, é a Lei Nº 6938 de 31 de agosto de 1981, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), e o Decreto 99.274, de 6 de junho de 1990, que a regulamenta (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Sobre esta PNMA ressalta-se o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental, a avaliação de impactos ambientais e o licenciamento de atividades poluidoras.

A legislação brasileira, a nível federal, incorporou desde 1975 o conceito de poluição, estabelecendo “critérios de qualidade”, que podem ser entendidos como o conjunto de dados e fatos de que resultam recomendações objetivas para as características a se manter nos corpos d’água, em função de seus usos preponderantes. Assim sendo, foram criadas normas a serem seguidas, que buscam quantificar a qualidade de água em termos de parâmetros e características físicas, químicas, biológicas e estéticas (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

#### 3.2.1 Conselho Nacional do Meio Ambiente

Durante 20 anos a legislação federal vigente foi a Resolução 20 de 18 de junho de 1986, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Esta legislação foi substituída pela Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005, que “dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento”, e pela Resolução CONAMA 430/2011, que complementa a anterior e “dispõe sobre condições e padrões para lançamentos nos corpos d’água”.

Tendo o CONAMA abrangência em todo território nacional, suas determinações podem ser alteradas, sob jurisdição dos órgãos ambientais competentes, conforme descrito, por exemplo, no Capítulo III, Seção I, Artigo 10º.

§ 1º Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura.

§ 2º Os valores máximos admissíveis dos parâmetros relativos às formas químicas de nitrogênio e fósforo, nas condições de vazão de referência, poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água.

E também nos Artigos 11 e 12 do mesmo capítulo e seção.

Art. 11. O Poder Público poderá, a qualquer momento, acrescentar outras condições e padrões de qualidade, para um determinado corpo de água, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica.

Art. 12. O Poder Público poderá estabelecer restrições e medidas adicionais, de caráter excepcional e temporário, quando a vazão do corpo de água estiver abaixo da vazão de referência.

### **3.2.2 Conselho Estadual do Meio Ambiente**

Conforme descrito pela Resolução 357 de 2005 do CONAMA, os Estados possuem autonomia de modificar a legislação ambiental, sob jurisdição dos órgãos ambientais competentes, a fim de estreitar e adequar os parâmetros e a fiscalização ambiental.

O estado do Rio Grande do Sul possui, como órgão ambiental, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), cuja Resolução 128 de 2006 resolve no “Art 1º Fixar novos critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul”.

Sendo sim, entre os critérios e padrões de emissão restringidos pela resolução 128/2006 do CONSEMA, estão os padrões de emissão de fósforo total de

acordo com a vazão do sistema, exigindo uma eficiência de, no mínimo, 75% de remoção de fósforo total.

Tabela 2 – Padrões de emissão para o parâmetro fósforo total.

Faixa de Vazão Q (m <sup>3</sup> /d)	Fósforo total	
	Concentração (ppm)	Eficiência (%)
Q<100	4	75
100 <Q<1000	3	75
1000<Q<10000	2	75
10000<Q	1	75

Fonte: CONSEMA 128/2006.

### 3.2.3 Secretarias Municipais do Meio Ambiente

No Estado do Rio Grande do Sul, o CONSEMA, de acordo com a Resolução 102 de 24 de maio de 2005, baseada na Lei Estadual 10.330 de 27 de dezembro de 1994, a qual estabelece atribuições e diante da necessidade de consolidação do sistema de licenciamento ambiental como gestão da Política Ambiental Estadual, confere ao órgão ambiental dos municípios o licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades relacionadas em seu Anexo Único, dentre o qual se destaca o sistema de esgoto sanitário, conforme código do ramo de atividade 3.512,10 do mesmo anexo, tendo seu potencial poluidor classificado como alto.

### 3.3 TRATAMENTO DE ESGOTO

A lei federal nº 11.445 de 05 de janeiro de 2007, Lei Nacional de Saneamento Básico, considera o saneamento básico de forma integral, e como um direito de todos os cidadãos. Abrangendo o abastecimento de água, o esgoto sanitário, a limpeza urbana e a drenagem das águas pluviais.

Segundo Jordão (2011), os processos de tratamento dos esgotos são formados, em última análise, por uma série de operações unitárias, empregadas para a remoção de substâncias indesejáveis, ou para a transformação destas substâncias em outras de forma aceitável. As mais importantes operações unitárias empregadas nos sistemas de tratamento são: troca de gás (adição ou remoção de gases a fim de manter um ambiente aeróbio ou anaeróbio), gradeamento (remoção

de sólidos grosseiros), sedimentação, flotação, coagulação química, precipitação química, filtração, desinfecção e oxidação biológica.

Desta forma, existem diferentes processos de tratamento que podem ser empregados, de acordo com a característica do esgoto a ser tratado. Obviamente estes processos não atuam isoladamente, pois as transformações provocadas por um determinado processo de tratamento influirão nos fenômenos inerentes aos demais processos (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Assim sendo, os processos de tratamento são definidos em função do fenômeno predominante e podem ser classificados como processos físicos, processos químicos e processos biológicos.

### **3.3.1 Processos Físicos**

São os processos em que há predominância dos fenômenos físicos de um sistema ou dispositivo de tratamento. Basicamente, têm por função a remoção das substâncias em suspensão no esgoto (sólidos grosseiros, sólidos sedimentáveis e remoção de sólidos flutuantes).

Outros processos físicos a serem citados são a remoção da umidade do lodo, a filtração dos esgotos, a incineração do lodo, a diluição dos esgotos e a homogeneização dos esgotos ou lodo.

### **3.3.2 Processos Biológicos**

São considerados processos biológicos de tratamento de esgotos os processos que dependem da ação de microrganismos presentes nos esgotos, procurando reproduzir, em dispositivos racionalmente projetados, os fenômenos biológicos observados na natureza, condicionando-os em área e tempo economicamente justificáveis.

Os principais processos biológicos de tratamento são a oxidação biológica (aeróbia, por lagoas de estabilização, lodos ativados, etc., ou anaeróbia como reatores anaeróbios, lagoas anaeróbias, etc.) e também a digestão do lodo (aeróbia e anaeróbia, além de fossas sépticas).

### 3.3.3 Processos Químicos

São os processos em que há a utilização de produtos químicos, sendo raramente adotados isoladamente. Em geral, este processo é utilizado quando o emprego de processos físicos e biológicos não atendem, ou não atuam eficientemente nas características que se deseja reduzir ou remover, ou pode ter sua eficiência melhorada. A sedimentação de sólidos, por exemplo, pode ter sua eficiência melhorada se for auxiliada pela adição de coagulantes.

Os processos químicos comumente adotados em tratamento de esgoto são a coagulação e floculação, precipitação química, elutriação, oxidação química, cloração e correção do pH.

### 3.3.4 Classificação dos Processos de Tratamento

Segundo Jordão (2011), os processos podem ser classificados em função dos fenômenos da remoção ou transformação, e de acordo com o grau de eficiência obtido por um ou mais dispositivos de tratamento.

A respeito da classificação de acordo com o grau de eficiência, este é feito de acordo com o grau de redução dos sólidos em suspensão e da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) proveniente da eficiência de uma ou mais unidades de tratamento.

Tratamento Preliminar: Consiste basicamente na remoção de sólidos grosseiros, remoção de gorduras e remoção de areia.

Tratamento Primário: O tratamento primário pode ser composto pelos processos de sedimentação, flotação, sistemas anaeróbios, digestão de lodo e secagem do lodo.

Tratamento Secundário: O tratamento secundário é constituído pelos processos de filtração biológica, processos de lodos ativados e lagoas de estabilização aeróbias.

Tratamento Terciário: Este, sendo o último, consiste nos processos de remoção de organismos patogênicos, processos de remoção de nutrientes e



processos de tratamento avançados como filtração final, absorção por carvão ativado ou membrana e precipitação química.

### 3.4. SISTEMAS DE TRATAMENTO

A escolha do processo, operações e sistema de tratamento utilizado no tratamento de esgotos domésticos é função do poluente a ser removido, englobando uma gama de sistemas. Em resumo, podemos citar os sistemas de lagoas de estabilização, de lodos ativados, aeróbios com biofilmes, sistemas anaeróbios, disposição no solo, entre outros.

#### 3.4.1 Sistema de Lodos Ativados

Segundo Jordão (2011), lodo ativado é o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zoogleias ou outros organismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados.

O processo dos lodos ativados é biológico. Nele o esgoto afluente e o lodo ativado de microorganismos (biomassa) são misturados de forma vigorosa e sob forte aeração, para posteriormente serem separados através de sedimentação ou decantação. A maior parte do lodo separado no final do processo retorna para o início do mesmo, enquanto a menor parte do lodo, chamado lodo em excesso, é removido para tratamento específico. O efluente tratado escoar por canaletas vertedoras do decantador.

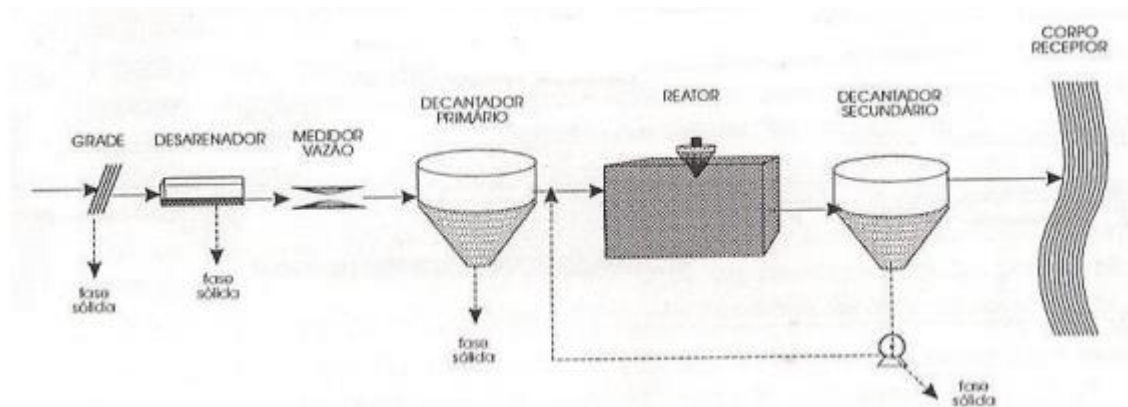
O processo de lodos ativados possui como vantagem uma maior eficiência de tratamento, maior flexibilidade de operação e menor área ocupada em relação a outros sistemas. Entretanto este sistema exige certo controle operacional e de laboratório de forma mais delicada e completa, fazendo com que seu custo de operação seja maior que de outros sistemas.

O sistema de lodos ativados originou-se na Inglaterra em 1913 e por cerca de 30 anos permaneceu inalterado, só surgindo suas modificações com o avanço tecnológico que permitiu a pesquisa objetiva e eficiente (JORDÃO e PESSÔA, 2011).

### 3.4.1.1 Lodos ativados convencionais

Sistema mais antigo e comumente utilizado. A aeração é feita através de agitadores mecânicos, difusores ou uma combinação dos dois (JORDÃO e PESSÔA, 2011). Este sistema está representado de forma sucinta na Figura 1.

Figura 1. Fluxograma do sistema de lodos ativados convencionais.



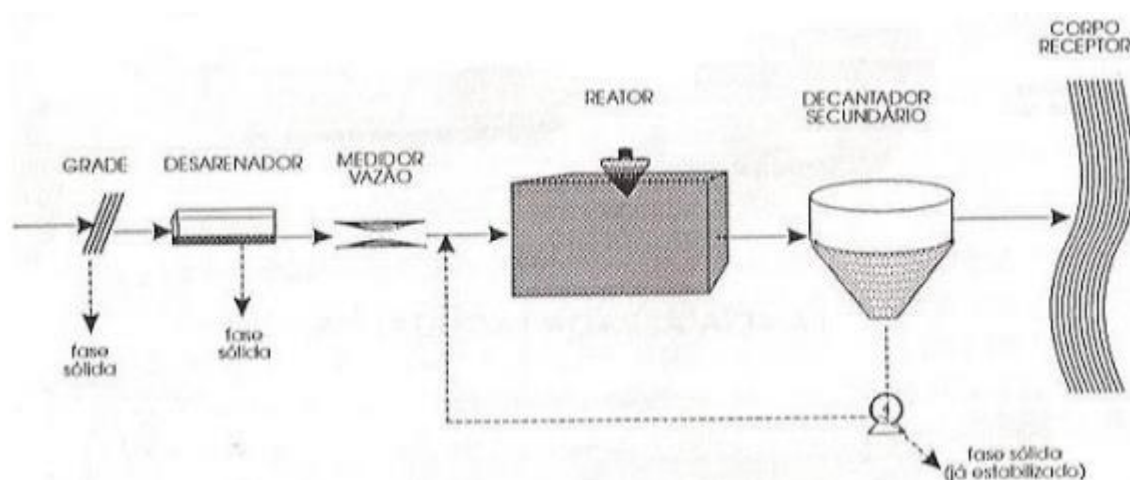
Fonte: SPERLING, 1995.

A concentração de biomassa no reator é bastante elevada, devido à recirculação dos sólidos (bactérias) sedimentados no fundo do decantador secundário (lodo). A biomassa permanece mais tempo no sistema do que o líquido, o que garante elevada eficiência na remoção da DBO.

### 3.4.1.2 Lodos Ativados por Aeração Prolongada

Nesta variação do sistema de lodos ativados convencionais o sistema é suprimido de forma a não utilizar decantador primário. O tempo de retenção da biomassa é superior, sendo os tanques de aeração maiores. Assim, há menos DBO disponível para as bactérias, o que faz com que elas se alimentem do próprio material celular. Por consequência, o lodo retirado no final já sai estabilizado. Na Figura 2 está representado este tipo de sistema.

Figura 2. Fluxograma do sistema de lodos ativados por aeração prolongada.

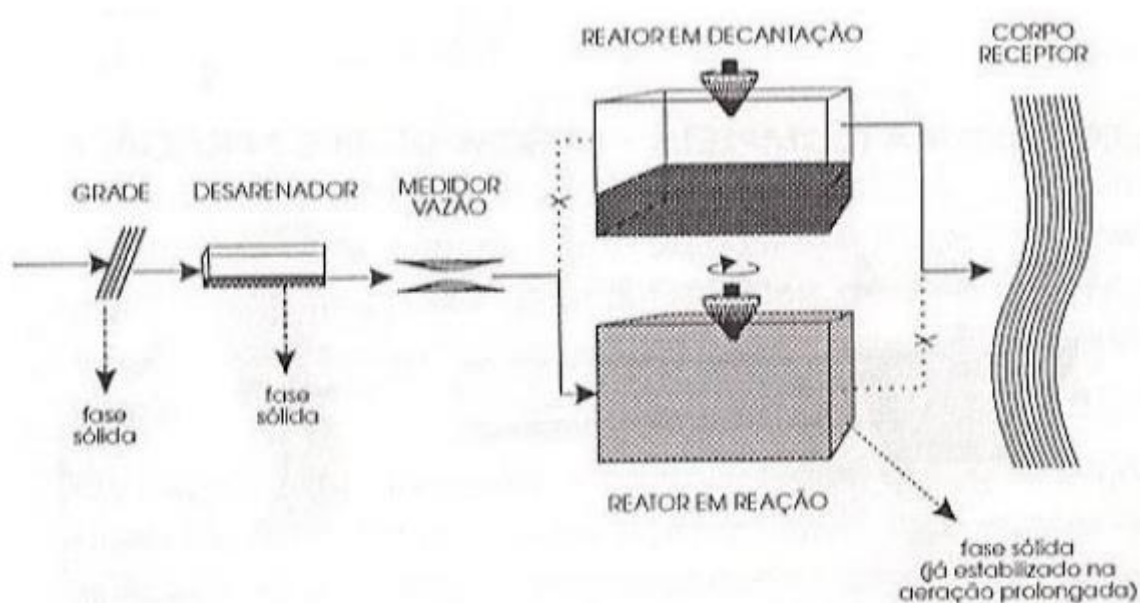


Fonte: SPERLING, 1995.

### 3.4.1.3 Lodos Ativados de Fluxo Intermitente

Como o nome sugere, a diferença desse sistema é que sua operação é intermitente. Assim, no mesmo tanque ocorrem, em etapas diferentes, a aeração e a sedimentação. Quando os aeradores estão ligados, o sistema está sendo aerado, no desligamento dos aeradores os sólidos sedimentam e o sobrenadante (efluente tratado) é retirado. Após, o tanque é preenchido novamente e os aeradores são ligados. Este sistema dispensa decantadores secundários. O sistema de aeração pode ser convencional ou prolongada. Abaixo, na Figura 3, encontra-se uma representação do sistema em questão.

Figura 3. Fluxograma do sistema de lodos ativados de fluxo intermitente.



Fonte: SPERLING, 1995.

### 3.4.2 Sistemas Complementares de Tratamento

Sistemas complementares, ou tratamento terciário, tem como objetivo principal a remoção de poluentes específicos (compostos não biodegradáveis, tóxicos ou não) ou ainda a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos durante o tratamento secundário como, por exemplo, o nitrogênio, o fósforo e alguns metais.

Este tratamento complementar, geralmente, é feito em unidades de coagulação/floculação, utilizando-se produtos químicos, seguidas de unidades de filtração rápida (NUVOLARI, 2003).

Uma problemática enfrentada atualmente, quando confirmada a necessidade de tratamento complementar, está no espaço físico disponível. Sistemas que operam com altas vazões em regime de fluxo contínuo e, portanto possuem tempo de retenção baixo, necessitam de grandes áreas para o dimensionamento e devida instalação do sistema complementar a fim de obter uma eficiência satisfatória.

Por outro lado, sistemas com vazões altas e tempo de retenção curto melhor se adequam à aplicação de produtos ou reagentes como alternativa para tratamento

complementar. Assim, a eficiência de remoção dos contaminantes será regida pela velocidade de reação destes produtos, necessitando apenas que o sistema se adeque com tubulações e sistemas de dosagem destes produtos.

Entre os tipos de sistemas complementares, podemos citar o sistema de alagados construídos, o sistema de reatores em batelada sequenciais com aeração intermitente e, em destaque, o processo de precipitação química.

#### 3.4.2.1 Alagados Construídos

Assemelha ao que existe na natureza na forma de banhados. Este sistema requer grandes áreas alagadas e emprega plantas macrófitas, reduzindo nutrientes como nitrogênio e fósforo, absorvendo poluentes específicos e diminuindo a matéria orgânica presente no líquido.

#### 3.4.2.2 Reatores em Batelada Sequenciais com Aeração Intermitente

Variável do sistema de lodos ativados convencionais que permite intercalar as fases anaeróbias e aeróbias, favorecendo as condições necessárias para a remoção de compostos como o fósforo.

#### 3.4.2.3 Precipitação Química

O processo de precipitação química, visando especialmente a remoção do fósforo, tornou-se uma alternativa a partir dos anos 70 devido a alta concentração de fósforo e nitrogênio nos esgotos sanitários e os sistemas implantados não possuem eficiência suficiente para a remoção desses nutrientes.

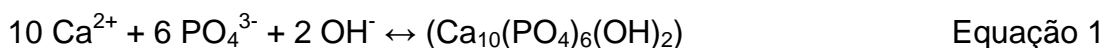
De um modo geral, a grande vantagem da adoção de processos físico-químicos de remoção de fósforo em ETEs em relação aos processos biológicos é a sua grande flexibilidade, podendo ser facilmente adaptados a unidades já existentes (MARGUTI, FILHO e PIVELI, 2008). Assim, a utilização de processos físico-químicos na remoção de fósforo é visto como uma alternativa promissora, sendo empregado de forma isolada ou em conjunto de processos biológicos.

O processo consiste na adição de cal, na forma de suspensão de  $\text{Ca(OH)}_2$ , e sais metálicos de alumínio ou ferro III que, ao reagir com o fósforo na forma de

ortofosfato solúvel geram espécies insolúveis no meio. O mecanismo de precipitação química dos sais de cálcio são diferentes do mecanismo para o ferro e alumínio.

Além disso, a cal possui como função auxiliar nas reações que irão proporcionar a floculação e coagulação, além de também agir como tampão de pH, reduzir odores e destruir patogênicos.

A suspensão de cal, quando adicionada ao esgoto a ser tratado, eleva o pH do mesmo em função da formação de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Quando o pH atinge valores próximos de 10 (dez), os íons cálcio em excesso regem com o fosfato em solução gerando um precipitado de hidroxiapatita ( $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$ ), conforme representado na Equação 1.



Fonte: METCALF & EDDY, 1991.

Devido a reação da cal quando em contato com a água ser mais representativa em termos de quantidade do que a reação do cálcio com o fosfato, a quantidade adicionada de cal é controlada pela alcalinidade total do esgoto, e não pelo teor de fósforo total.

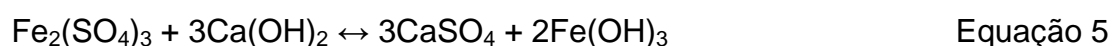
O processo de precipitação química a fim de remover fósforo utilizando elevação do pH com dosagem de cal não se torna muito viável em termos operacionais pela quantidade de processos adjacentes a serem empregados. Isto porque este processo eleva muito a quantidade de lodo gerado e requer que o pH seja novamente corrigido após a remoção do lodo gerado.

Por outro lado, o ferro, quando adicionado na fase líquida, participa de reações de hidrólise, formando espécies mononucleares e polinucleares solúveis e, por ser o  $\text{Fe}^{3+}$  insolúvel tanto na forma de hidróxido como de fosfato férrico, o mesmo precipita-se em ambas as formas (MARGUTI, FILHO e PIVELI, 2008). Desta forma, o equilíbrio da reação pode ser regido pela precipitação do hidróxido ou fosfato férrico, conforme mostra a Equação 2.



Fonte: MARGUTI, FILHO e PIVELTI, 2008.

Além disso, a adição de coagulante a base de ferro têm influência, também, na alcalinidade presente no esgoto em tratamento. A reação que ocorre entre os coagulantes, no caso cloreto férrico e sulfato férrico, e a cal hidratada ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), está mostrada abaixo.



Fonte: METCALF & EDDY, 1991.

Portanto, existe uma competição entre as reações do íon de ferro trivalente com o íon fosfato e com a cal hidratada. Enquanto a reação com o fosfato resulta em um precipitado a base de fósforo, removendo este do sistema, a segunda reação forma hidróxido de ferro (III), que é um agente de floculação. Além disso, a reação com a cal faz com que o pH diminua, necessitando certas vezes de correção. Sendo assim, a adição de coagulantes cloreto férrico e sulfato férrico necessitam de um condicionamento do esgoto, para que ao receber a dosagem de coagulante a alcalinidade esteja dentro do desejável.

Por fim, a adaptação de sistemas de lodos ativados, empregando coagulantes para remoção de fósforo, demonstra uma alternativa ao enquadramento na legislação de emissão de efluentes em corpos receptores e sistemas de tratamento, cujo projeto não visava atender tais parâmetros.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS COAGULANTES

Os coagulantes empregados nos testes (cloreto férrico comercial, sulfato férrico comercial e sulfato férrico sintetizado) foram caracterizados, tendo parâmetros como concentração e acidez determinados por métodos analíticos realizados dentro do laboratório do DEPC. Facilitando assim a elaboração dos testes e avaliação dos resultados obtidos. A Tabela 3 exibe os parâmetros determinados e o método empregado.

Tabela 3 – Métodos empregados na caracterização dos coagulantes.

	Cloreto Férrico Comercial	Sulfato Férrico Comercial	Sulfato Férrico Sintetizado
Concentração (% p/v)	Através de determinação de óxido de ferro por titulação com dicromato de potássio após digestão.		
Acidez (% p/p)	Titulação com hidróxido de sódio		
Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	Método gravimétrico utilizando balança analítica e pipeta volumétrica		

Fonte: Laboratório de coagulantes do DEPC.

### 4.2 AMOSTRAGEM

Com o objetivo de obter um melhor conhecimento na eficiência de coagulantes na remoção de fósforo total em esgotos sanitários, com destaque para o sulfato férrico, em processo de precipitação química a pesquisa foi desenvolvida utilizando como amostra a mistura de lodo e esgoto da saída do tanque de aeração pertencente à Estação de Tratamento de Esgoto Mato Grande, situada na cidade de Canoas-RS, operada pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN).

A ETE Mato Grande possui Licença de Operação (LO) emitida pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente da cidade de Canoas. Nela, estão descritos os parâmetros de emissão dos efluentes tratados no corpo receptor. Para fins deste



trabalho, é interessante saber que o limite de emissão estipulado para o fósforo total é de 1,0 ppm.

O sistema de tratamento de esgoto por lodos ativados por aeração prolongada da ETE Mato Grande opera em fluxo contínuo, sendo composta por gradeamento de sólidos grosseiros, gradeamento de sólidos de menor granulometria, desarenador, tanque de aeração, dois decantadores retangulares, adensador de lodo e leitos de secagem. A vista aérea da ETE está exibida na Figura 4.

Figura 4. Vista aérea da Estação de Tratamento de Esgoto Mato Grande.



Fonte: Google Maps (21/09/2016).

Através da Figura 4 pode ser observada a estrutura da ETE e suas etapas: chegada do esgoto, gradeamento de sólidos grosseiros e desarenador (A); tanque de aeração (B), adensador de lodo (C), dois tanques de decantação (D), leitos de secagem de lodo (E).

O tanque de aeração possui volume de operação de 27.000 m<sup>3</sup> e vazão máxima de 260 L/s, aeração realizada por 10 aeradores do tipo fixo e vazão média de 0,15 m<sup>3</sup>/s. O tempo de permanência do esgoto na estação é de 30 horas. A vista do tanque de aeração é mostrada na Figura 5.

Figura 5. Tanque de aeração da ETE.



Fonte: Autoria própria.

O ponto de coleta foi predefinido no ponto de saída do tanque de aeração, antes da entrada nos decantadores, sendo este o ponto de adição de coagulante já estabelecido pela empresa. Na Figura 6, está ilustrado o ponto de dosagem definido pela empresa.

Figura 6. Ponto de coleta da amostra.



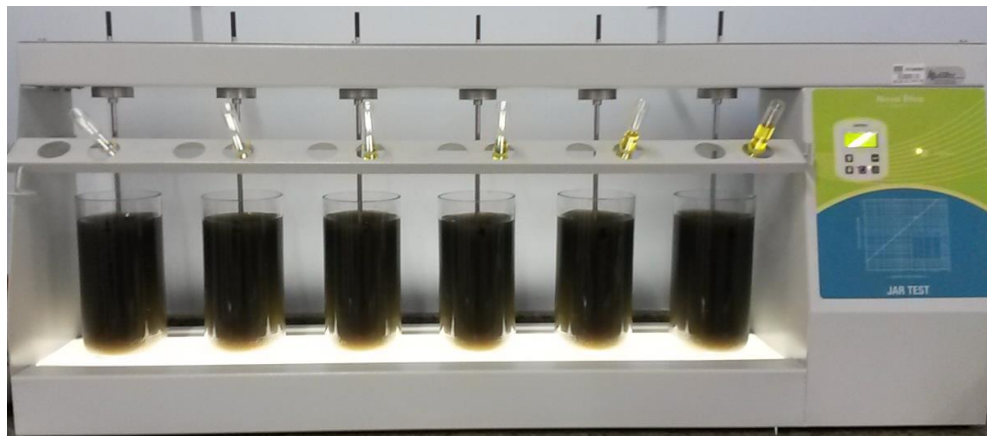
Fonte: Autoria própria.

As amostras foram coletadas em bombonas de 20 (vinte) litros cada e imediatamente submetidas aos testes, evitando tempo ocioso entre a coleta e as análises.

#### 4.3 TESTES DE JARROS (*JAR TEST*)

Para a avaliação dos coagulantes, as amostras coletadas foram submetidas a ensaios de *Jar Test*, simulando o processo de agitação e mistura na saída do tanque de aeração. O ensaio foi realizado no laboratório de coagulantes da CORSAN, localizado no Departamento de Produção Química e Coagulantes (DEPC), na cidade de Esteio - RS, utilizando equipamento *Jar Test* da Nova Ética, modelo 218/6E.

Figura 7 – Equipamento *Jar Test* utilizado nos teste com os coagulantes.



Fonte: Autoria própria.

Primeiramente, foram realizados testes comparativos entre os coagulantes cloreto férrico e sulfato férrico com a finalidade de adquirir conhecimento sobre a ação destes coagulantes e após, com a introdução de sulfato férrico sintetizado pelo DEPC como terceiro coagulante, encontrar uma dosagem ideal para cada coagulante. O cloreto férrico utilizado possui as mesmas características do utilizado em campo, possuindo concentração de 41,71% (p/v). O sulfato férrico empregado nos testes preliminares é uma amostra fornecida ao laboratório do DEPC e cedida para os testes, possuindo concentração de 42,56% (p/v). Também será dosado coagulante sulfato férrico que será sintetizado no laboratório do DEPC.

O coagulante sulfato férrico sintetizado no laboratório do DEPC é produto da reação do ácido sulfúrico com o minério de ferro conhecido como limonita. A reação foi realizada sob aquecimento e agitação constantes, com pequenas adições de água. Por se tratar de uma síntese ainda em desenvolvimento nos laboratórios do DEPC, a prática não está aperfeiçoada e a metodologia se assemelha à síntese do sulfato de alumínio através do ácido sulfúrico e bauxita. A amostra de síntese utilizada neste trabalho possui concentração de 31,92% (p/v).

As dosagens preliminares foram definidas baseadas em cálculos teóricos e trabalhos já realizados dentro da Corsan. Os cálculos teóricos baseiam-se na

estequiometria da remoção de fósforo pelo íon trivalente de ferro, esta reação possui proporção estequiométrica de 1:1, conforme mostra a equação abaixo.



Fonte: METCALF & EDDY, 1991.

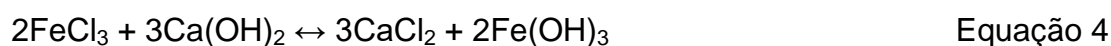
Desta forma, sabendo-se a quantidade de fósforo presente na amostra de esgoto é possível estimar a quantidade de ferro necessária, em termos de ppm de coagulante, que deve ser dosado para a remoção completa do fósforo. Entretanto, a literatura sugere um acréscimo de 1,5 vezes o valor teórico, no mínimo, em virtude da competição entre reações paralelas.

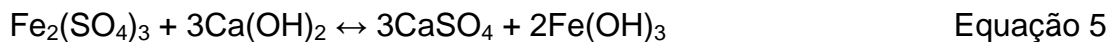
Testes realizados na mesma estação de tratamento, pela própria Companhia, utilizaram dosagens de 25ppm, 50ppm, 75ppm, 100ppm e 125ppm. Concentrações estas baseadas em estudos previamente realizados pela companhia no que diz respeito à dosagem de cloreto férrico. Estas dosagens foram levadas em conta na elaboração das dosagens deste trabalho.

A amostra foi dividida em alíquotas de 1L (um litro) em 06 (seis) jarros onde foram homogeneizadas sob agitação constante de 240rpm (duzentos e quarenta rotações por minuto), em seguida receberam a dosagem de coagulante e mantida a mistura rápida por 10 (dez) segundos. Após, reduziu-se a velocidade de mistura para 65 rpm (sessenta e cinco rotações por minuto) e manteve-se por 20 (vinte) minutos. Por fim, a mistura ficou em repouso por 30 (trinta) minutos. As velocidades de mistura rápida (MR) e mistura lenta (ML) adotadas correspondem aos gradientes de velocidade de  $400\text{s}^{-1}$  e  $60\text{s}^{-1}$ .

Transcorrido o tempo de repouso, foram coletadas amostras do sobrenadante e encaminhados para análises de pH, alcalinidade total, turbidez e fósforo total.

É importante também ressaltar aqui a reação que ocorre entre os coagulantes e a cal hidratada, conforme já mencionado, que auxilia no indicador de consumo da alcalinidade e formação do agente de floculação hidróxido de ferro,  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , conforme segue.





A partir destas relações estequiométricas, e considerando uma reação com completo consumo dos reagentes, a cada 25 ppm de coagulante cloreto férrico adicionado, espera-se um consumo máximo de 23,14 ppm de alcalinidade em termos de carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Para o sulfato férrico este consumo é de 18,77 ppm para a mesma dosagem de 25 ppm. Sendo assim, a alcalinidade adicionada ao início do processo de tratamento deve levar em conta o que será consumido pelo coagulante na etapa de precipitação química. Por fim, vale lembrar que estes valores de consumo são teóricos considerando que não há competição com outras reações paralelas.

Na realidade, estas reações são exemplo de reações paralelas às que ocorrem entre o coagulante e o fosfato, na remoção de fósforo total. Elas consomem a alcalinidade do meio, reduzindo o pH, e formando espécies como o hidróxido de ferro que auxiliam na floculação dos sólidos suspensos.

#### 4.4 ENSAIOS ANALÍTICOS

Os ensaios de determinação de pH, alcalinidade total, turbidez e fósforo total foram realizados no laboratório do Departamento de Ensaio e Controle de Efluentes Líquidos e Resíduos (DECER) da CORSAN, localizado na cidade de Canoas, onde as análises físico-químicas seguem as metodologias recomendadas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, e procedimentos validados da empresa, conforme mencionados a seguir.

- Fósforo Total: Método 4500 – P.E: Método do Ácido Ascórbico (colorimétrico).
- Potencial Hidrogeniônico (pH): Método potenciométrico.
- Alcalinidade Total: Método titulométrico com ácido sulfúrico
- Turbidez: Método turbidímetro/nefelométrico.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A estação de tratamento de esgotos Mato Grande possuía, até pouco tempo, uma particularidade descrita na sua Licença de Operação (LO) que permitia o recebimento de cargas poluidoras de fontes externas à rede coletora de esgoto cloacal. Tais cargas eram provenientes de fossa séptica, lixiviado de aterro sanitário (Chorume) e sanitário químico, que eram adicionados diretamente ao afluente, em mistura ao esgoto cloacal.

Atualmente, a LO foi renovada e o recebimento de cargas poluidoras externas, interrompido. Entretanto, este processo ocorreu durante o desenvolvimento deste trabalho, sendo assim, houve alterações consideráveis na composição da matriz em estudo o que influencia diretamente na composição do esgoto em tratamento, seu comportamento e necessidade de adição de produtos para o devido tratamento. Desta forma, devem-se levar estas questões em relevância ao avaliar os resultados obtidos.

Também vale ressaltar que a dosagem de coagulante não está sendo necessária após a interrupção do recebimento destas cargas poluidoras. Assim sendo, o controle do esgoto dentro da estação é feito, dentre outras formas, pelo pH ideal para que o lodo ativado possa se desenvolver. Logo, a alcalinidade, parâmetro de controle fundamental quando se utiliza dosagem de coagulante, não requer valores muito elevados na corrente líquida.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DOS COAGULANTES

Os coagulantes foram submetidos a análises de teor de óxido de ferro, acidez e densidade. A análise de óxido de ferro permite determinar através de cálculos a concentração do coagulante, seja cloreto férrico ou sulfato férrico. O intuito destas análises foi de refinar os cálculos para os testes posteriores, entretanto por questões de prazo, os testes foram realizados antes do recebimento dos resultados da caracterização.

Sabendo disso, a Tabela 4 exhibe os resultados obtidos para a concentração, acidez e densidade dos coagulantes em estudo.

Tabela 4 – Caracterização dos coagulantes.

	Concentração (% p/v)	Acidez (% p/p)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )
Cloreto Férrico Comercial	41,71*	0,36	1,43
Sulfato Férrico Comercial	42,56	0,06	1,50
Sulfato Férrico Sintetizado	31,92	12,86	1,51

(\*) Concentração fornecida pelo fabricante.

Sobre a acidez dos coagulantes, observa-se que o sulfato férrico sintetizado no laboratório do DEPC possui muito ácido residual da síntese, o que certamente influencia o pH e o consumo de alcalinidade da amostra após dosagem.

Também destaca-se a acidez do cloreto férrico como sendo maior que a do sulfato férrico, demonstrando que este primeiro é mais nocivo aos equipamentos, tubos e bombas utilizados em campo na dosagem de coagulante.

As questões das concentrações e a influência da acidez dos coagulantes na amostra após dosagem serão melhor discutidos nos tópicos seguintes.

## 5.2 AVALIAÇÃO DAS DOSAGENS DE COAGULANTE

Para a determinação da melhor dosagem de coagulante foi realizado um ensaio preliminar comparando os coagulantes cloreto férrico e sulfato férrico comerciais. As dosagens definidas foram de 25ppm, 50ppm, 75ppm, 100ppm e 125ppm, determinadas por projetos prévios realizados pela CORSAN. Os resultados preliminares, identificados de Teste 1 e Teste 2, estão demonstrados na Tabela 5.



Tabela 5 – Resultados dos testes 1 e 2.

		Dosagem de coagulante (ppm)	Dosagem em ppm de Ferro	pH (a 25°C)	Turbidez (NTU)	Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Fósforo Total (mg/L)
Teste 1 25/08/2016	Cloreto Férrico 41,71%	0	0,00	7,47	11,4	299	2,10
		25	8,61	7,31	9,3	274	1,20
		50	17,21	7,22	8,8	233	1,00
		75	25,82	7,08	6,8	232	1,40*
		100	34,43	7,07	5,1	202	0,69
		125	43,04	7,14	4,1	178	0,59
Teste 2 30/09/2016	Sulfato Férrico 42,56%	0	0,00	6,63	0,8	42	2,00
		25	6,98	6,31	1,2**	13	0,26
		50	13,97	5,73	0,4	4	0,23
		75	20,95	5,14	0,4	1	0,19
		100	27,93	4,78	0,5	-	0,19
		125	34,91	3,62	0,4	-	0,21

(\*) – Resultado confirmado por duplicata, porém anômalo em relação aos outros valores.

(\*\*) – Resultado anômalo em relação aos outros valores.

A Tabela 6 mostra o resultado dos testes em termos de eficiência da remoção de fósforo total. Devido discrepância entre a alcalinidade e turbidez das amostras, optou-se por não destacar a remoção de turbidez e o consumo da alcalinidade.

Tabela 6 – Resultados em termos de percentual de remoção em comparação com a variação de pH.

		pH (a 25°C)	Remoção de Fósforo (%)
Teste 1 25/08/2016	Cloreto Férrico 41,71%	7,47	0,00
		7,31	42,7
		7,22	52,4
		7,08	33,3
		7,07	67,1
		7,14	71,9
Teste 2 30/09/2016	Sulfato Férrico 42,56%	6,63	0,0
		6,31	87,0
		5,73	88,5
		5,14	90,5
		4,78	90,5
		3,62	89,5

Primeiramente, é importante ressaltar que os Testes 1 e 2 foram realizados em dias diferentes, com amostras coletadas no dia de cada teste. Assim sendo, é normal que existam diferenças devido à complexidade da matriz com que se trabalha. Além disso, após o Teste 1, o recebimento de cargas poluidoras foi interrompido devido mudança na LO, conforme mencionado anteriormente.

Sendo assim, este teste preliminar empregando apenas o cloreto férrico comercial e o sulfato férrico comercial possibilitou uma visão prévia da ação do coagulante, em relação ao aspecto da amostra pós tratamento e remoção de fósforo. Assim, o teste preliminar garantiu que as dosagens inicialmente propostas poderiam ser aplicadas nos testes seguintes, bem como os parâmetros definidos no equipamento de *Jar-Test*.

Ainda sobre os testes preliminares, é interessante destacar a eficiência da remoção de fósforo do sulfato férrico como sendo superior à do cloreto férrico, porém acompanhada de uma brusca queda no pH, de 6,63 a 3,62. Esta queda no pH acredita-se ser pela baixa alcalinidade da amostra do Teste 2, pois a alcalinidade quando na concentração desejável age como tampão para o sistema.

As variações de alcalinidade observadas no teste preliminar mostraram certa coerência com os cálculos teóricos, onde a cada 25ppm de cloreto férrico adicionado, o consumo máximo de alcalinidade seria de 23,14ppm. O mesmo se observa para o sulfato férrico, onde a cada 25ppm adicionado resulta em um consumo máximo de 18,77ppm de alcalinidade.

Por fim, é interessante também mostrar o impacto no aspecto visual do esgoto em tratamento após a dosagem de coagulante. Fato que pode ser conferido pelos valores de turbidez e nas figuras 8 e 9.

Figura 8 – Jarros do teste 1 (cloreto férrico) após tempo de decantação.

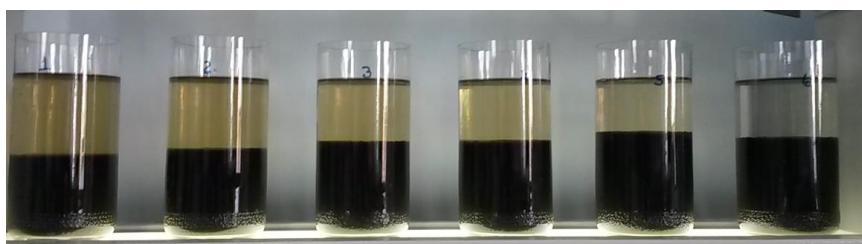
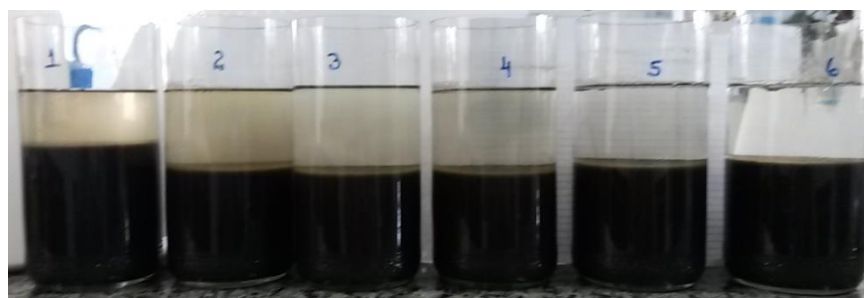


Figura 9 – Jarros do teste 2 (sulfato férrico) após tempo de decantação.



Novos testes foram realizados (testes 3, 4 e 5), cuja principal diferença em relação aos testes preliminares foi a utilização da mesma amostra em todos os testes, ou seja, a amostra foi coletada em volume suficiente para os três testes. Nesta batelada de análises os três coagulantes em estudo foram comparados, empregando a mesma faixa de dosagem do teste anterior. A Tabela 7 exhibe os resultados da batelada de testes em questão.

Tabela 7 – Resultados dos testes 3, 4 e 5.

		Dosagem de coagulante (ppm)	Dosagem em ppm de Ferro	pH (a 25°C)	Turbidez (NTU)	Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Fósforo Total (mg/L)
Teste 3 28/10/2016	Cloreto Férrico 41,71%	0	0,00	6,50	3,6	46	1,20
		25	8,61	6,30	2,6	27	0,22
		50	17,22	5,81	1,4	4	0,14
		75	25,82	5,23	1,2	5	0,14
		100	34,43	4,56	1,8	2	0,13
		125	43,04	3,92	2,0	-	0,29
Teste 4 28/10/2016	Sulfato Férrico 42,56%	0	0,00	6,65	6,0	49	1,10
		25	6,98	6,32	1,6	29	0,20
		50	13,97	5,90	1,4	13	0,08
		75	20,95	5,40	1,2	5	0,07
		100	27,93	4,75	1,4	2	0,09
		125	34,91	4,28	2,4	-	0,10
Teste 5 28/10/2016	Sulfato Férrico Síntese 31,92%	0	0,00	6,87	5,4	49	1,20
		25	6,98	6,07	2,0	17	0,26
		50	13,97	5,41	2,0	5	0,22
		75	20,95	4,43	1,1	2	0,26
		100	27,93	3,70	0,4	-	0,23
		125	34,91	3,28	0,4	-	0,22

A tabela abaixo (Tabela 8) destaca os percentuais de remoção de fósforo e turbidez, bem como percentuais de queda no pH e na alcalinidade.

Tabela 8 – Comparativo de remoção de turbidez e fósforo em relação ao pH e variação da alcalinidade.

		Remoção de turbidez (%)	pH a 25°C	Variação da Alcalinidade (ppm)	Remoção de Fósforo (%)
Teste 3 28/10/2016	Cloreto Férrico 41,71%	0,0	6,50	0	0,00
		28,8	6,30	19	81,67
		62,1	5,81	41	88,33
		65,7	5,23	41	88,33
		50,0	4,56	44	89,17
		45,0	3,92	-	75,83
Teste 4 28/10/2016	Sulfato Férrico 42,56%	0,0	6,65	0	0,00
		72,8	6,32	20	81,82
		77,2	5,90	35	92,73
		79,0	5,40	44	93,64
		75,8	4,75	47	91,82
		59,1	4,28	-	90,91
Teste 5 28/10/2016	Sulfato Férrico Síntese 31,92%	0,0	6,87	0	0,00
		62,0	6,07	31	78,33
		63,1	5,41	44	81,67
		80,3	4,43	47	78,33
		92,9	3,70	-	80,83
		91,6	3,28	-	81,67

Nesta última sequência de resultados é possível fazer diversas observações. Primeiramente, quanto à eficiência de remoção de fósforo total da amostra da saída do tanque de aeração. Os três coagulantes testados foram eficientes nas dosagens propostas, apresentando percentuais de remoção acima de 80% em praticamente todos os casos, com destaque para o sulfato férrico comercial que apresentou percentuais na faixa de 90% de remoção de fósforo total.

Os coagulantes que menos apresentaram impacto na alcalinidade foram o sulfato férrico comercial e o cloreto férrico comercial. Refletindo também em uma menor queda no pH do meio. Já o sulfato férrico sintetizado, por apresentar uma acidez elevada em relação aos outros coagulantes, consumiu maior quantidade de alcalinidade e afetou de forma significativa o pH.

Sobre a variação da alcalinidade conforme a dosagem, observa-se coerência com o esperado pelos cálculos teóricos nas baixas dosagens, o que não acontece nas altas dosagens de coagulante. Acredita-se que nas altas dosagens, pela alcalinidade estar abaixo do desejável, após o consumo da mesma outras reações são favorecidas, inclusive as reações do coagulante com o íon fosfato, fato que pode ter auxiliado a remoção de fósforo para estas dosagens, embora não se tenha observado grandes diferenças nos resultados das altas e baixas dosagens.

Importante citar também que a alcalinidade presente na amostra já possui concentração menor do que a ideal para ser consumida pelo coagulante e ainda assim desempenhar tais funções. Desta forma, devido a realidade atual da ETE, os valores de alcalinidade estão baixos para receber a dosagem destes coagulantes, visto que a mesma estava sendo completamente consumida durante os testes. Portanto, na possibilidade de se realizar testes em campo, é aconselhável ajustar a alcalinidade do esgoto de estrada no sistema de tratamento para que esteja na concentração desejável no ponto de dosagem de coagulante.

Novamente através das dosagens de coagulantes foi possível observar uma redução eficiente na remoção de turbidez das amostras de esgoto em tratamento.

Por fim, as menores dosagens de sulfato férrico já apresentaram resultados abaixo dos limites de emissão para o fósforo total no efluente final (1,0 ppm segundo a Licença de Operação vigente da ETE), bem como com a eficiência mínima requerida (75% segundo CONSEMA). Assim sendo, não há necessidade de adição tão elevada de alcalinidade sendo que o pH manteve-se próximo do original. Inclusive, é possível sugerir dosagens de coagulante ainda menores do que 25ppm, o que reduziria custos operacionais e de gasto com produtos químicos.

## 6 ANÁLISE DE CUSTOS

A elaboração do estudo de gastos referente à aplicação de coagulante em um sistema de tratamento de esgoto apresenta-se como um grande desafio, visto que a vazão de entrada e a composição do esgoto variam diariamente por influência principalmente do clima, mas também pela época do ano. Portanto o ideal para uma estimativa mais eficaz seria considerar dados anuais e mais aprofundados do que os aqui possuídos para assim estimar um valor mais próximo de custos. Sendo assim, fez-se uma estimativa de custos baseado em dados pontuais do mês de outubro de 2016.

Para uma estimativa de custos, a ETE Mato Grande, fonte das amostras testadas, serviu de modelo. A estação de tratamento opera com um volume total de 27.000 m<sup>3</sup>, vazão diária média de 240 L/s em períodos sem chuvas e atingindo médias de 440 L/s em períodos chuvosos. Para o mês de outubro, a vazão média manteve-se em 232,2 L/s.

Sendo assim, se considerarmos o teor de fósforo médio das amostras realizadas na última batelada de testes (1,20 ppm) e a vazão média do mês de outubro (232,2 L/s) estima-se teoricamente que seriam necessários 11,62 ppm de coagulante sulfato férrico para remoção do fósforo ou 9,43 ppm de cloreto férrico.

O custo do cloreto férrico atualmente gira em torno de R\$ 1,59/kg. Assim, para tratar os 232,2L/s de vazão média, o valor em média gasto por mês seria de R\$ 23.924,03. Para os períodos de chuvas, considerando a vazão média para este período, o custo pode chegar a R\$ 45.334,08/mês. Valores estes que podem variar de acordo com o nível de fósforo no esgoto que chega à estação, bem como a vazão ao longo do mês.

Além disso, existe o gasto com o ajuste de alcalinidade que também depende da composição de entrada do esgoto na estação de tratamento, além do tipo e concentração do coagulante que está sendo aplicado.

Numa situação em que o esgoto entra com a concentração de fósforo dos testes (1,20 ppm), a dosagem de 25 ppm de cloreto férrico consome, teoricamente, 23,14ppm de alcalinidade no máximo. Sabendo-se que a característica do esgoto

em tratamento atualmente na estação é de esgoto fraco, a alcalinidade correspondente é em torno de 50ppm. Sendo assim recomenda-se manter a alcalinidade em torno de 100ppm quando dosando coagulante, ou seja, um acréscimo de 50ppm na alcalinidade. Portanto, sabendo-se que o preço médio da cal é de R\$ 553,00 a tonelada e levando em consideração a vazão média da estação, estima-se um gasto médio com este produto de 30 toneladas/mês correspondendo ao valor de R\$ 16.590,00.

Existiu a dificuldade de estimar o custo de produção do sulfato férrico sintetizado no laboratório do DEPC, pois o minério empregado provém de uma amostra cujo preço de custo não foi informado pelo fornecedor até o momento de finalização deste trabalho. Além do fato de o coagulante estar em processo inicial de desenvolvimento.

A mesma dificuldade existiu em obter cotação para o sulfato férrico comercial empregado nos testes, ou outro sulfato férrico de aplicação no tratamento de esgotos. Os fornecedores não retornaram contato ou não informaram o custo do produto até o momento de finalização deste trabalho.

## 7 CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos na avaliação de coagulante sulfato férrico, em comparação ao coagulante cloreto férrico, no que diz respeito à remoção de fósforo total de amostra de esgoto da saída do tanque de aeração da estação de tratamento de esgoto, pode-se concluir parcialmente que o tratamento complementar empregando ambos coagulantes atende às especificações da legislação para emissão de fósforo total, valendo-se do valor menor referente a 1ppm, atingindo percentuais na faixa de 80% a 90% de remoção de fósforo total.

Esta eficiência de remoção pôde ser atingida mesmo com a menor das dosagens testadas, 25ppm de coagulante, para ambos coagulantes. Assim sendo é possível que dosagens ainda menores que 25ppm sejam capazes de atingir os parâmetros exigidos, reduzindo os custos de operação e matérias primas.

É interessante observar mais atentamente as eficiências de remoção de fósforo de ambos coagulantes, sulfato férrico comercial e cloreto férrico comercial. O coagulante sulfato férrico apresentou, em termos gerais, uma remoção maior de fósforo, e uma influência menor na queda de pH e consumo de alcalinidade. Portanto este produto se mostra propício à aplicação em campo por ser menos agressivo aos equipamentos e bombas utilizados. Preliminarmente pode-se também afirmar que se consumiria menos coagulante e menos cal na aplicação do sulfato férrico ao invés do cloreto férrico.

Em respeito à ação dos coagulantes na turbidez, a obtenção de valores significativamente altos para redução deste parâmetro agrega principalmente ao aspecto visual e estético do efluente em tratamento, diminuindo também o impacto no corpo receptor.

A alcalinidade é um ponto a ser observado também. A quantidade de cal a ser adicionada no início do processo de tratamento deve contemplar a quantidade a ser consumida pela dosagem de coagulante durante o processo de precipitação química. Lembrando que, em termos teóricos, a cada 25 ppm do coagulante cloreto férrico, 23,14ppm de alcalinidade é possível de ser consumida. Para o coagulante sulfato férrico este consumo é de 18,77ppm. Sendo assim, é interessante também que o sulfato férrico tende, teoricamente, a consumir menos alcalinidade do meio e



por consequência afeta menos o pH do sistema. Obviamente, ao trabalhar com dosagem de coagulantes em campo, o valor de alcalinidade deve ser mantido levemente acima do desejável para o tipo de esgoto.

Finalmente, é proposta como continuação do estudo, a realização de testes com dosagens ainda menores de coagulantes, com diferentes alcalinidades, a fim de refinar os resultados obtidos. Com o mesmo intuito, sugere-se também repetir diversas vezes o mesmo teste, a fim de obter um resultado estatisticamente mais significativo.

Também se propõe a transição dos testes de bancada para testes em campo, a fim de levantar novos dados e averiguar a eficiência do coagulante sulfato férrico na prática e na realidade da ETE em estudo, bem como de outras ETEs.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. ***Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater***. 22nd Edition. Washington, DC. APHA - American Public Health Association. 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. In: ABNT **NBR 9648**. Rio de Janeiro: [s.n.], 1986.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 128/2006. CONSEMA. 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 357/2005. CONAMA. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 410/2009. CONAMA. 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 430/2011. CONAMA. 2011.

CONSÓRCIOS PÚBLICOS. Lei Nº 11107 de 06 de abril de 2005.

DECRETO À LEI DE CONSÓRCIOS PÚBLICOS Nº 6017 de 17 de janeiro de 2007.

ESTATUTO DA CIDADE. Lei Federal Nº 10257 de Julho de 2001.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª. ed. Rio de Janeiro: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

MARGUTI, A. L.; FILHO, S. S. F.; PIVELI, R. P. **Otimização de processos físico químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico**. RESA - Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, v. 13, p. 359-404, 2008.

METCALF & EDDY Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery**. 5ª. ed. New York. McGraw-Hill, 1991.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário - Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 1ª. ed. São Paulo: Edgard Blücher LTDA., 2003.

POLÍTICA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Lei Federal Nº 6931 de 31 de agosto de 1981.

SANEAMENTO BÁSICO. Lei Federal Nº 11445 de 05 de janeiro de 2007.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, v. I, 1995.