



Clarificação de efluente sanitário residencial visando ao reúso

**Fernanda Trindade Gonzalez Dias
Gustavo Carvalhaes X. Martins P. Machado**

PROJETO FINAL DE CURSO

Orientador:

Lídia Yokoyama, D.Sc

Março de 2007

Clarificação de efluente sanitário residencial visando ao reúso

Fernanda Trindade Gonzalez Dias
Gustavo Carvalhaes X. Martins P. Machado

Projeto de Final de Curso submetido ao corpo docente da Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Químico.

Aprovado por:

Prof. Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc.

Prof. Magali Christe Cammarota, D.Sc.

Fabiana Valéria da Fonseca Araújo, M.Sc.

Orientado por:

Lídia
Yokoyama, D.Sc

Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Março de 2007

FERNANDA TRINDADE GONZALEZ DIAS
GUSTAVO CARVALHAES X. MARTINS P.
MACHADO

Clarificação de efluente sanitário residencial
visando ao reúso

[Rio de Janeiro] 2007

XI, 53 p.; il (EQ/UFRJ, Graduação, 2007)

Projeto Final de Curso - Universidade Federal do
Rio de Janeiro, Escola de Química.

1. Efluente sanitário
2. Clarificação
3. Reúso
4. Projeto Final de Curso. (Graduação – UFRJ/EQ).
5. Lídia Yokoyama

Dedicatória

Dedicamos este projeto as próximas gerações, esperando garantir a sustentabilidade de água potável de qualidade à população do país.

Agradecimentos

A Deus por nos dar força em todos os momentos e percepção para enxergar a grandeza dessa profissão.

Aos familiares e amigos pelas palavras de carinho e consolo nas horas difíceis.

Aos professores do curso de engenharia química pelos relevantes conhecimentos transmitidos.

A nossa orientadora Lidia Yokoyama pela competência e paciência dedicados no desenvolvimento do trabalho e a Dra. Marina Maya Marchioretto pelo incentivo na execução do projeto.

A empresa Tecnipar Engenharia Ambiental pela infra-estrutura fornecida e pelo conhecimento técnico na área ambiental utilizado no projeto.

Epígrafe

“Todos têm direito a um ambiente de vida humano, sadio e ecologicamente equilibrado e o dever de o fazer”. In Artº 66 - Constituição da República

Resumo do Projeto de Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de graduação em Engenharia Química.

CLARIFICAÇÃO DE EFLUENTE SANITÁRIO RESIDENCIAL VISANDO AO REÚSO

Fernanda Trindade Gonzalez Dias
Gustavo Carvalhaes X. Matins. P. Machado

Março, 2007

Orientadores: Lídia Yokoyama, D.Sc

Este estudo teve como objetivo encontrar uma opção de tratamento físico-químico para clarificação e redução da DQO do efluente para a análise da possibilidade de reúso em vasos sanitários visando atender a nova exigência da Lei nº 4956/2006, a qual dispõe sobre a obrigatoriedade de instalação de unidade de tratamento de águas servidas, para serem aproveitadas no esgotamento sanitário. No processo de coagulação, foram testados os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio. Polímero aniônico (FX AE33 Faxon Química) foi utilizado para favorecer a etapa de floculação. Os resultados ótimos obtidos foram a coagulação com 100 mg/l de $Al_2(SO_4)_3$ na presença de 35 mg/L de FX AE333 em pH 6,0 (remoção de Turbidez=78% e remoção de DQO=66%) e a coagulação com 80 mg/l de $FeCl_3$ na presença de 35 mg/L de FX AE333 em pH 5,5 (remoção de Turbidez=88% e remoção de DQO=27%). Uma análise primária do custo de tratamento mostrou ser o sulfato de alumínio a opção de coagulante mais atrativa, confirmando os resultados experimentais.

Sumário

LISTA DE FIGURAS.....	ix
LISTA DE TABELAS.....	x
NOMENCLATURA.....	xi
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVO	3
2.1. OBJETIVO PRINCIPAL.....	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
3.1. TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFLUENTES.....	4
3.2. COAGULAÇÃO	5
3.3. COAGULANTES UTILIZADOS.....	7
3.4. FLOCULAÇÃO.....	8
3.5. FLOCULANTES E POLIELETRÓLITOS	8
3.6. TESTES EM JARROS (<i>JAR TEST</i>).....	10
4. METODOLOGIA.....	11
REAGENTES E EQUIPAMENTOS.....	11
SOLUÇÕES COAGULANTES.....	11
COLETA E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS DE ESTUDO.....	12
PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	12
TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO COM COAGULAÇÃO FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO.....	12
OTIMIZAÇÃO DAS CONDIÇÕES DE PH	15
OTIMIZAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COAGULANTE.....	16
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	17
5.1. COLETA E CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS DE ESTUDO.....	17
5.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO USANDO CLORETO FÉRRICO	17
5.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO USANDO SULFATO DE ALUMÍNIO.....	22
5.4. SÍNTESE DO ESTUDO.....	25
5.5. CUSTO DO TRATAMENTO.....	26
5.6. PROCESSO PROPOSTO.....	28
5.7. FLUXOGRAMA PROPOSTO.....	30
6. CONCLUSÕES	32
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	33
8. APÊNDICE A1- DETERMINAÇÃO DE PH E CONDUTIVIDADE.....	35
9. APÊNDICE A2 – DETERMINAÇÃO DE TURBIDEZ.....	36
10. APÊNDICE A3 – DETERMINAÇÃO DE DQO.....	37
11. APÊNDICE A4 – RESULTADOS DOS TRATAMENTOS DE EFLUENTE.....	40

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	EQUIPAMENTO DE JAR TEST.....	12
FIGURA 2	ESQUEMA DOS EXPERIMENTOS.....	13
FIGURA 5.1	CURVAS DE TURBIDEZ EM FUNÇÃO DO PH, UTILIZANDO $FeCl_3$ COMO COAGULANTE NA CONCENTRAÇÃO DE 75 MG/L.....	17
FIGURA 5.2	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE DQO EM FUNÇÃO DO PH UTILIZANDO $FeCl_3$ COMO COAGULANTE NA CONCENTRAÇÃO DE 75 MG/L.....	18
FIGURA 5.3.	TURBIDEZ EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE $FeCl_3$ COMO COAGULANTE EM PH 5,5.....	19
FIGURA 5.4.	DQO EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COAGULANTE UTILIZADA, UTILIZANDO $FeCl_3$ COMO COAGULANTE EM FAIXA DE PH ÓTIMA ENCONTRADA, NO VALOR DE 5,5.....	20
FIGURA 5.5.	TURBIDEZ EM FUNÇÃO DO PH, UTILIZANDO $Al_2(SO_4)_3$ COMO COAGULANTE NA CONCENTRAÇÃO DE 75 MG/L.....	21
FIGURA 5.6.	REMOÇÃO DE DQO EM FUNÇÃO DO PH UTILIZANDO $Al_2(SO_4)_3$ COMO COAGULANTE NA CONCENTRAÇÃO DE 75 MG/L.....	22
FIGURA 5.7.	TURBIDEZ EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DE CONCENTRAÇÃO DE COAGULANTE UTILIZADO $Al_2(SO_4)_3$ COMO COAGULANTE EM FAIXA de pH ÓTIMA UTILIZADA EM EXPERIMENTO ANTERIOR, NO VALOR DE 6,0	23
FIGURA 5.8.	DQO EM FUNÇÃO DA VARIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COAGULANTE UTILIZADA, UTILIZANDO $FeCl_3$ COMO COAGULANTE EM FAIXA DE PH ÓTIMA ENCONTRADA, NO VALOR DE 6,0.....	24
FIGURA 5.9.	FLUXOGRAMA PROPOSTO.....	29

LISTA DE TABELAS

TABELA 4.1.	REAGENTES USADOS NO TRABALHO EXPERIMENTAL.....	10
TABELA 4.2.	EQUIPAMENTOS USADOS NO TRABALHO EXPERIMENTAL.....	11
TABELA 5.1.	PARÂMETROS DE EFLUENTE BRUTO COLETADO.....	16
TABELA 5.2.	RESULTADOS ÓTIMOS OBTIDOS NA COAGULAÇÃO	25
TABELA 5.3.	CUSTO DOS COAGULANTES E POLÍMEROS LEVANTADOS.....	25
TABELA 5.4.	CUSTO DO DESINFETANTE UTILIZADO.....	25
TABELA 5.5.	CUSTO DOS REAGENTES LEVANTADOS.....	25

NOMENCLATURA

Símbolo	Descrição	Dimensão
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg/L
DQO	Demanda Química de Oxigênio	mg/L
RNFT	Resíduos Não Filtráveis Totais	mg/L

1. INTRODUÇÃO

O crescimento demográfico, associado ao conjunto cada vez mais diversificado de atividades humanas, vem requerendo uma crescente atenção às demandas de uso de água para as mais diversas finalidades. Tais demandas geram seus tributos, não só em termos quantitativos como também qualitativos e se evidenciam, principalmente, em regiões com características de maior desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Neste contexto, o reúso da água surge como alternativa ao enfrentamento do problema da demanda e da oferta de água (SANTOS E MANCUSO, 2003).

O reúso de água subentende uma tecnologia desenvolvida em maior ou menor grau, dependendo dos fins a que se destina a água e de como ela tenha sido usada anteriormente. As águas de qualidade inferior, tais como esgotos, particularmente os de origem doméstica, águas de chuva, águas de drenagem agrícola e águas salobras, devem, sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas para usos menos restritivos. O reúso planejado das águas pressupõe a existência de um sistema de tratamento de efluentes que atenda aos padrões de qualidade requeridos pelo novo uso que se deseja fazer da água. Os usos urbanos para fins não potáveis envolvem riscos menores e devem ser considerados como primeira opção de reúso na área urbana.

Em 20 de Dezembro de 2006, o Presidente da Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro, em conformidade com o que dispõe o § 5º combinado com o § 7º do artigo 115 da Constituição Estadual, promulgou a Lei nº 4956, oriunda do Projeto de Lei nº 1.071, de 2003 (Alerj, 2007).

A Lei nº 4956 dispõe sobre a obrigatoriedade de instalação de unidade de tratamento de águas servidas para serem reaproveitadas no esgotamento sanitário, em unidades imobiliárias, destinados ao uso residencial e/ou empresarial, construídos a partir da entrada em vigor desta Lei. Definindo-se como prédio de unidades imobiliárias para efeito desta Lei, aqueles constituídos por mais de 03 (três) unidades habitacionais e/ou empresariais. Esta Lei entrou em vigor 30 (trinta) dias após a data da sua publicação, no dia 20 de Janeiro de 2007.

Nesse caso, o reúso aparece em voga, mudando totalmente o conceito da construção civil no Estado do Rio de Janeiro. A partir dessa Lei, praticamente, qualquer nova construção urbana terá que separar as águas servidas em água cinza e marrom e realizar o tratamento da mesma para reúso em descargas de vasos sanitários. Essa água de qualidade inferior também pode ser utilizada para limpeza de veículos, lavagem de pisos, irrigação de jardins e muitos outros fins, diminuindo as contas dos contribuintes, o consumo de água potável e os danos ao meio ambiente.

Frente à situação vigente, o presente projeto propõe o estudo de uma alternativa de clarificação e tratamento de efluente de condomínio residencial na Barra da Tijuca como modelo, pelo bairro ter maior expansão urbana atualmente. Para tal, foram testados, inicialmente em escala de laboratório, processos físico-químicos isoladamente. Para cada alternativa serão testadas várias condições de operação (duração e velocidade de mistura), dosagens de reagentes e valores de pH. O objetivo é chegar às condições ótimas dos processos e, finalmente, à melhor opção de tratamento, que reúna eficiência e custos atrativos.

No Brasil, o padrão adotado para classes de água de reúso está na norma técnica NBR – 13.696, de setembro de 1997. Para descargas em vasos sanitários, a água deve apresentar os seguintes padrões de qualidade, turbidez < 5 NTU e coliformes termotolerantes < 500 NMP- 100mL.

O presente projeto se justifica pelo seu potencial em apresentar e comparar a eficiência dos reagentes e equipamentos para o reúso de efluente de esgoto sanitário em descargas de vaso sanitário. Este projeto poderá trazer benefícios de natureza econômico-financeira e de eficiência de tratamento, contribuindo de forma eficaz e criando opções para o setor comercial/industrial, reduzir custos e ganhar competitividade.

2. OBJETIVO

2.1) Objetivo Principal

Este projeto objetiva obter clarificação de efluente sanitário de condomínio residencial na Barra da Tijuca por processos físico-químicos, em escala de laboratório, visando ao reúso em vasos sanitários e outros fins.

Para tanto, serão realizados ensaios laboratoriais utilizando-se diferentes produtos químicos na etapa físico-química e a avaliação dos mesmos será feita em relação à turbidez.

Após os ensaios laboratoriais e análise dos resultados, foi escolhida a alternativa que apresentou a melhor relação entre eficiência, custo e viabilidade.

2.2) Objetivos Específicos

O Projeto foi dividido em 4 etapas de acordo com seus objetivos específicos:

1º) Otimização das condições de pH e da concentração de coagulante na etapa de coagulação-floculação com Cloreto Férrico (FeCl_3), com e sem adição de polieletrólitos;

2º) Otimização das condições de pH e da concentração de coagulante na etapa de coagulação-floculação com Sulfato de Alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), com e sem adição de polieletrólitos;

3º) Comparação da eficiência e custos em relação aos coagulantes e polieletrólitos utilizados

4º) Elaboração de um projeto de tratamento físico-químico para reúso de águas servidas em vasos sanitários, levantamento de reagentes necessários, custo e lucro relativos a empreendimento para 272 habitantes na Zona Sul do Rio de Janeiro.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1) Tratamento físico-químico de efluentes

A coagulação/floculação tem a função de transformar as impurezas que se encontram em suspensão fina, em estado coloidal, em partículas maiores (flocos) para que possam ser removidas pela decantação (sedimentação) e/ou filtração ou, em alguns casos, por flotação. Esses aglomerados em forma de flocos possuirão, então, peso suficiente para a sua decantação (ECKENFELDER, 1989).

Os sólidos em suspensão geralmente apresentam granulometria usualmente $< 10 \mu\text{m}$ (sólidos coloidais) que permanecem em suspensão, mesmo em repouso. Essas partículas não podem ser removidas por processos de tratamento físico convencionais. As suspensões coloidais que não se aglomeram naturalmente são classificadas como estáveis e o fator que mais contribui para esta estabilidade é o tamanho diminuto das partículas. Essa estabilidade das suspensões é verificada pela Lei de Stokes, a qual diz que a velocidade de ascensão de uma partícula é diretamente proporcional ao diâmetro da mesma ao quadrado, favorecendo a sedimentação. Como a força da gravidade não provoca nenhum efeito, prevalecem os fenômenos das cargas superficiais das partículas.

Em relação aos fenômenos superficiais, o de maior importância para a suspensão em águas e efluentes é o acúmulo de cargas elétricas na superfície das partículas. Verifica-se que, com frequência, os colóides em meio aquoso se apresentam carregados com mesma carga e quando dois deles se aproximam, existem duas forças que atuam. Uma delas é gerada pelo potencial eletrostático, sendo classificada como força de repulsão, já que as partículas possuem cargas iguais. A outra é a força de Van der Waals que é atrativa e inversamente proporcional à distância entre os colóides. A estabilidade destes sistemas coloidais baseia-se no fato de que estas partículas possuem cargas elétricas superficiais equivalentes, causando repulsão mútua entre elas.

A desestabilização dessas partículas pelo tratamento físico-químico é conseguida pela neutralização ou redução das cargas negativas, ou seja, diminuição do potencial Zeta, permitindo assim a aglomeração (coagulação) das partículas e, subsequentemente, a formação dos flocos. Em seguida, os flocos são removidos por sedimentação, flotação ou filtração. A seguir são descritos em detalhes os mecanismos dos processos de coagulação e floculação.

3.2) Coagulação

A coagulação é empregada para a remoção de materiais em suspensão (partículas muito finas) ou partículas coloidais que sedimentam muito lentamente ou não conseguem sedimentar (ECKENFELDER, 1989).

O princípio do mecanismo da coagulação é explicado através do modelo da dupla camada elétrica. A superfície da partícula coloidal carregada negativamente (co-íons) atrai os íons de carga oposta (contra-íons), formando um acúmulo de íons positivos na região da interface sólido-líquido.

Este sistema carregado, constituído pela superfície do colóide e pelos contra-íons, é chamado de “dupla camada” (SANTOS, 2000).

Quando a força iônica é pequena, ou seja, pequenas concentrações de íons em solução, a energia resultante é de repulsão, e atinge um valor máximo, conhecido como Barreira de Energia. Com o aumento da força iônica, a energia resultante pode ser reduzida a ponto de eliminar a barreira de energia, de modo que as partículas podem ser aproximadas sem que haja repulsão entre elas.

Segundo Santos, o principal objetivo dos coagulantes é reduzir as forças repulsivas, para que as forças atrativas predominem e as partículas possam se agregar (SANTOS, 2000).

O processo de coagulação, geralmente realizado com sais de ferro e alumínio, resulta de dois fenômenos: o primeiro, essencialmente químico, consiste nas reações do coagulante com a água e na formação de espécies hidrolisadas com carga positiva; o segundo, fundamentalmente físico, consiste no transporte das espécies hidrolisadas para que haja contato com as impurezas da água.

A desvantagem da utilização deste processo é a geração de grandes quantidades de lodo, o que acarreta custos para tratamento e disposição final, adequados (SANTOS, 2000).

Atualmente, considera-se a coagulação como o resultado da ação de quatro mecanismos distintos, sendo eles (VON ON SPERLING, 1996):

- Varredura;
- Compressão da camada difusa;
- Neutralização por adsorção;
- Adsorção e formação de ponte

O mecanismo de varredura é reconhecido pela grande quantidade de coagulante, em relação à matéria coloidal a ser removida, necessária para que ocorra a desestabilização. Dependendo do pH, da temperatura e da concentração de alguns tipos de íons na água, há a formação de precipitados do tipo $Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_3$. Estes precipitados são tridimensionais, volumosos e envolvem as partículas coloidais; e assim as impurezas são removidas por sedimentação mesmo que não se atinja o ponto ótimo de coagulação.

A coagulação por compressão da camada difusa ocorre quando se introduz um eletrólito indiferente no sistema coloidal. Sais simples, como cloreto de sódio, são considerados eletrólitos indiferentes e não têm características de hidrólise ou de adsorção. Com isso, há um aumento do número de íons na camada difusa que, para se manter eletricamente neutra, necessariamente, tem o seu volume reduzido (diminuição da espessura) de tal modo que as forças de Van der Waals tornam-se dominantes, eliminando a estabilização eletrostática (SANTOS, 2000).

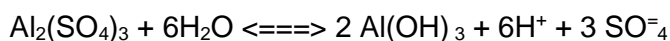
O mecanismo de neutralização por adsorção explica os casos onde dosagens ótimas de coagulantes são encontradas, onde o cátion do agente coagulante forma um complexo que envolve os colóides. Com a neutralização da carga ocorre uma mudança nas propriedades físico-químicas da interface colóide-água.

O mecanismo de adsorção e formação de ponte é realizado com a utilização de moléculas poliméricas orgânicas ou inorgânicas que se ligam à partícula coloidal através de seus sítios ativos, causando agregação. A diferença em relação à neutralização por adsorção é que neste a carga coloidal pode não ser reduzida a zero, como naquele, podendo apenas ocorrer uma diminuição da estabilidade eletrostática.

3.3) Coagulantes utilizados

Nas estações de tratamento de efluentes, a coagulação química é realizada, geralmente, por adição de sais trivalentes como o sulfato de alumínio ou o cloreto férrico, sob agitação rápida, a fim de facilitar o contato das partículas. Verificou-se que esses coagulantes, por possuir alta valência, aumentam a capacidade de formação de flocos (BERNARDO *et. al.*, 2002).

O Sulfato de Alumínio é de longe o mais utilizado entre os coagulantes. É um sólido cristalino de cor branca-acinzentada, contendo aproximadamente 17% de Al_2O_3 solúvel em água. É disponível em pedra, em pó ou em soluções concentradas. Quando adicionado a uma água quimicamente pura, ocorre a seguinte reação:



Esta reação é reversível e qualquer que seja a alteração de pH (alcalinidade) fornecida à solução, ocorrerá um desequilíbrio sensível. Para que esta reação proceda de forma satisfatória, é necessário que o pH do meio esteja na faixa de deslocamento da reação para o sentido esquerdo, ou seja, ácido.

Na hidrólise do íon alumínio, em água pura com pH baixo predomina a forma Al^{+++} e em soluções alcalinas $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ e $\text{Al}(\text{OH})_5^-$. Em soluções diluídas na neutralidade temos o $\text{Al}(\text{OH})_3$.

O sulfato é apresentado sob três formas (Santos, 2003):

- Branco: isento de ferro. Mais onerosa e desnecessária, pois possui características dispensáveis (isenção de ferro)
- Amarelo: o mais comum e mais barato. Produzido da reação do ácido sulfúrico com a bauxita pulverizada
- Negro: mistura do branco ou amarelo com carvão ativado (2 a 5%) – para remoção de gosto e cheiro.

O cloreto férrico, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ é usado, primariamente, na coagulação de esgotos sanitários e industriais, e encontra aplicações limitados no tratamento de água. Obtido clorando-se ferro, está disponível comercialmente nas formas sólida e líquida e é altamente corrosivo (armazenagem). O mesmo é comercializado hidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) ou anidro (FeCl_3) / pH de 4 a 11.

Se a água a ser tratada não tem alcalinidade suficiente, então é necessário proceder-se à adição de um composto alcalino. No caso, o composto adotado foi a soda cáustica (NaOH). Em alguns casos é necessário reduzir-se ao invés de se adicionar alcalinidade. O produto utilizado, normalmente, é o

Ácido Sulfúrico 98%. O composto adotado foi o ácido clorídrico (HCl).

3.4) Floculação

Enquanto que o processo de coagulação envolve a desestabilização de partículas coloidais pela ação de agentes coagulantes sob agitação vigorosa, os quais, através de mecanismos de ligação e adsorção na superfície da partícula coloidal, anulam as forças de repulsão entre as mesmas a floculação é a etapa que resulta das várias forças de atração que atuam entre as partículas neutralizadas, que se agregam umas às outras formando os denominados flocos em agitação lenta. Com o aumento do tamanho dos flocos, as forças de cisalhamento podem causar sua ruptura. Na floculação é requerida uma agitação lenta, de forma a não provocar a desagregação dos flocos já formados, o que dificultará a sua remoção (BERNARDO *et al.*, 2002).

No processo de floculação são necessárias as seguintes condições principais: existência de um sistema de partículas finas suspensas em um líquido e a suspensão ser parcial ou completamente estável.

3.5) Floculantes e polieletrólitos

Um coagulante primário inorgânico, como sulfato de alumínio ou cloreto férrico, em combinação com um polímero pode produzir separações superiores, ou seja, melhores flocos do que aqueles resultantes da mera adição de cada um deles em tratamento separadamente. As estruturas químicas dos polímeros podem ser designadas para promover as cargas requeridas, sendo estas positivas, negativas ou neutras (CAVASENO *et al.*, 1980).

Um efluente também pode não ter partículas de mesma carga. Neste caso, é aconselhável adicionar um polímero com carga oposta ao coagulante durante a etapa de floculação, a fim de retirar as partículas que não tenham conseguido formar flocos.

Os polieletrólitos existem nas mais diversas cargas e massas moleculares, sendo utilizados para os processos de floculação e coagulação. Dentro dessa linha existe a possibilidade de se utilizar polímeros que atuam como floculantes, coagulantes e neutralizantes associados, permitindo que seu manuseio seja otimizado.

No Brasil, devido às características de nossas águas e sólidos suspensos, os aniônicos e não iônicos encontram a sua melhor aplicação. A aplicabilidade de cada tipo de

polieletrólito leva, geralmente, em consideração, as características de composição de cada efluente analisado (ABQUIM,1998).

A vantagem principal dos polieletrólitos é que produzem seus flocos em grande tamanho proporcionando maior velocidade de sedimentação. Todos os polieletrólitos têm um limite máximo de dosagem após o qual, eles se tornam dispersantes e anti-econômicos.

Quanto ao seu tipo, os polímeros podem ser classificados da seguinte forma:

Esses polímeros geralmente são aplicados em sistemas de desidratação de lodos e decantadores, eliminação de metais no tratamento de água e efluentes e flotadores.

Os polímeros aniônicos tem alto poder de floculação, sendo utilizados em vários pontos de um processo de clarificação de água e efluentes. Esse polímero é amplamente utilizado no tratamento de efluentes com metais pesados, na remoção de lodo inorgânico de sistemas de tratamento primário com grande taxa de remoção de sólidos dos decantadores (PAPICc *et al.*, 2004).

Esses polímeros geralmente são aplicados em sistemas de galvanoplastia e decantadores, eliminação de sólidos no tratamento de água em conjunto com coagulantes inorgânicos.

Os polímeros não-iônicos (polieletrólitos) possuem alto poder de floculação, sendo utilizados em vários pontos de um processo de clarificação de água e efluentes, podendo também ser utilizados em sistemas para neutralização parcial ou total de particulados em operações de filtragem. É amplamente utilizado na remoção de lodo inorgânico de sistemas de tratamento primário com grande taxa de remoção de sólidos dos decantadores (BERNARDO *et al.*, 2002).

Esses polímeros geralmente são aplicados em sistemas de tratamento de água para consumo humano, decantadores, trabalha em conjunto com polieletrólitos catiônicos em Estações de Tratamento de Efluentes Industriais e é muito utilizado na clarificação de águas de rios e lagos.

3.6) Testes em Jarros (*Jar Test*)

Existem diversos fatores que influenciam na coagulação/floculação, entre os quais pode-se citar:

- pH (concentração hidrogeniônica da água);
- tempo de mistura;
- temperatura;
- agitação

Devido às complexas reações ocorridas nas etapas de coagulação/floculação, ensaios de laboratório são necessários para estabelecer o pH ótimo e a dosagem de coagulante necessária à coagulação de um dado efluente.

Para isso deve-se realizar ensaios de coagulação/floculação em Jar Test, no qual o pH e a dosagem do coagulante variam a fim de se atingir as condições ótimas de operação. Estes são testes controlados a fim de determinar a melhor combinação de produtos químicos que produzirá a qualidade de água desejada.

4. METODOLOGIA

4.1) Reagentes e equipamentos

Nas tabelas 4.1 e 4.2 são apresentados os reagentes e equipamentos utilizados durante o trabalho experimental.

Tabela 4.1: Reagentes usados no trabalho experimental.

Reagente	Fórmula	Fabricante	Observação
Ácido Clorídrico PA	HCl	Vetec	
Ácido Sulfúrico PA	H ₂ SO ₄	Vetec	
Hidróxido de sódio PA	NaOH	Vetec	
Dicromato de potássio PA	K ₂ Cr ₂ O ₇	Vetec	
Ftalato ácido de potássio PA	C ₆ H ₄ (COOH)(COOK)	Vetec	
Cloreto Férrico PA	FeCl ₃	Vetec	
Sulfato de alumínio PA	AL ₂ (SO ₄) ₃ .16H ₂ O	Proquímios	
Sulfato de Mercúrio PA	HgSO ₄	Vetec	
Sulfato de Prata PA	Ag ₂ SO ₄	Vetec	
Floculante FX AE 33	-	FAXON química	Polímero aniônico

Tabela 4.2: Equipamentos usados no trabalho experimental.

Equipamento	Fabricante	Modelo
Balança analítica	Gehaka	AG200
Balança técnica	Gehaka	BG1000/BG200
Digestor	Hach	45600
Eletrodo de pH	Quimis	SC09
Espectrofotômetro	Hach	DR 2800
Estufa	Ética	-
Jar Test	MILAN	J102
Medidor de pH	Bel engineering	W3B
Placa de agitação	Corning	PC-420
Turbidímetro	Hanna	HI 93703

4.2) Soluções coagulantes

- Solução de Cloreto Férrico (FeCl₃) 2 g/L

O reagente utilizado foi o Cloreto Férrico Hexahidratado (MM: 270,3) com grau de pureza entre 97 a 102%. Foram pesadas 3,33 g de Cloreto Férrico Hexahidratado em balança eletrônica e diluídas em 1000 mL de água destilada e deionizada sob agitação.

- Solução de Sulfato de Alumínio

Usada a solução disponível no laboratório na concentração de 2g/L.

4.3) Coleta e caracterização das águas de estudo

Amostras de efluente sanitário usada nos experimentos foram coletadas de um condomínio residencial da Barra da Tijuca e mantidas resfriadas a 4 °C até sua utilização nos experimentos. Este condomínio se trata de um prédio residencial, contendo 436 apartamentos com cerca de 4 moradores por unidade. São gerados diariamente em média cerca de 348,8 m³ de efluente sanitário por dia.

Parâmetros como pH a 25 °C, DQO, turbidez e condutividade foram determinados para a caracterização das amostras coletadas.

Todas as determinações analíticas seguiram os procedimentos e metodologias descritas no Standard Methods (APHA, 1998) (Apêndice A1, A2 e A3). A análise da DQO foi realizada em triplicata.

4.4) Procedimento experimental

4.4.1) Tratamento físico-químico com coagulação, floculação e sedimentação

Os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação foram realizados no Teste em Jarros (Jar test) (Figura 1). Foram testados como coagulantes o cloreto férrico (FeCl₃) e o sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃). Após a coagulação, o polímero aniônico foi dosado.

Amostras de 500 mL foram colocadas em bequer de 600 mL e em seguida, simultaneamente foi adicionado o coagulante e regulado o pH. Inicialmente, para cada coagulante, foi determinada o pH ótimo de coagulação/floculação, mantendo-se outras variáveis constantes. A partir da determinação do pH ótimo, realizou-se a segunda etapa de experimentos, mantendo-se constante o pH em todas as amostras, variando-se agora, a concentração de coagulante para a determinação da concentração ótima de coagulante.

Visando avaliar o efeito da adição de coagulantes na clarificação primária do efluente sanitário, foi acompanhado, após cada ensaio, o parâmetro Turbidez. Adicionalmente, foi avaliada através da dosagem da DQO, a quantidade de material oxidável no particulado. O procedimento experimental se encontra esquematizado na Figura 2.



Figura 1: Equipamento de Jar Test

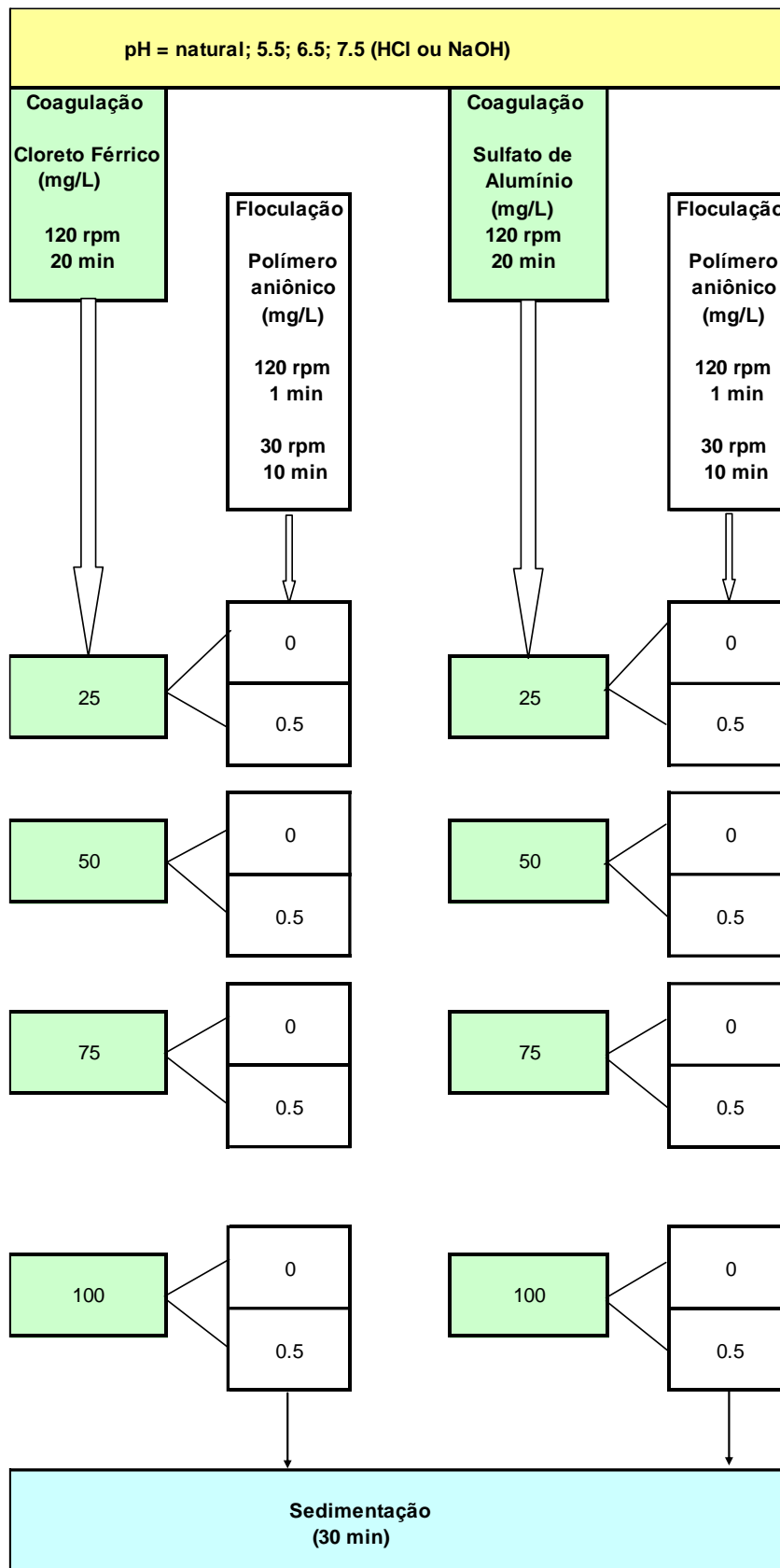


Figura 2 – Esquema dos Experimentos

Etapa de coagulação

O coagulante foi adicionado ao efluente sob agitação magnética nas doses determinadas. A correção dos valores de pH foi feita com soluções de NaOH nas concentrações de 6 mol/L e 0,1 mol/L e HCl 0,1 mol/L. As amostras com os valores de pH corrigidos foram transferidas para aparelho de Jar-Test em becheres de 600 mL.

As soluções foram homogeneizadas a uma velocidade de mistura rápida de 120 rpm durante 1 minuto. Após este tempo, a velocidade de mistura foi reduzida para 30 rpm com tempo de mistura lenta de 20 minutos.

- Valores de pH: 5,5; 6,5 e 7,5
- Dosagens de FeCl₃: 25; 50; 75 e 100 mg/L
- Dosagens de Al₂(SO₄)₃: 25; 50; 75 e 100 mg/L

Etapa de floculação

O floculante FX AE 33 da Faxon química (polímero aniônico) foi aplicado nas doses de 0 e 0,50 mg/L. A adição do floculante foi feita a uma velocidade de mistura de 120 rpm com tempo de duração de mistura rápida de 1 minuto e após este tempo a velocidade de mistura foi reduzida para 30 rpm com tempo de duração de mistura lenta de 10 minutos.

Etapa de sedimentação

Nesta fase, a agitação no Jar-Test foi suprimida e as águas de estudo foram mantidas em repouso por 30 minutos. O líquido clarificado (sobrenadante) foi coletado por meio de seringas apropriadas, evitando o revolvimento dos sólidos sedimentados, para determinações analíticas de qualidade do clarificado (pH, DQO, turbidez e condutividade).

4.4.2) Otimização das condições de pH na etapa de coagulação-floculação utilizando como coagulantes o Cloreto Férrico (FeCl₃) e o Sulfato de Alumínio(Al₂(SO₄)₃.14H₂O)

Etapas do ensaio variando-se o pH e a dosagem de floculante:

1. Homogeneização do efluente com bastão de vidro e adição de 500mL em 6 béqueres de 600 mL;

2. Adição de 18,75 mL de uma solução previamente preparada de cloreto férrico na concentração de 2g/L ou 18,75 mL de sulfato de alumínio totalizando uma concentração de 75 mg/L em cada bécher. A adição do coagulante foi feita de acordo com a descrição em (4.4) sob agitação vigorosa;
3. Ajuste do pH das amostras nos valores de 5,5; 6,5 e 7,5 com soluções de NaOH e HCl a 6 mol/L e 0,1 mol/L , respectivamente, segundo o Apêndice A1 (Determinação de pH). Mediu-se também o pH da amostra sem adição do coagulante, ou seja, do efluente bruto;
4. Transferência das amostras de efluente com coagulante para o aparelho de Jar-Test e homogeneização e deixados sob agitação lenta durante 20 minutos;
5. Nos ensaios realizados com a adição posterior de polímero aniônico, foram feitas as adições do polímero nas dosagens de 0 e 0,5 mg/L, conforme descrito em (4.4.1);
6. Supressão da agitação e sedimentação (4.4.1);
7. Retirada do sobrenadante para análise do clarificado (pH, DQO, turbidez e condutividade);

4.4.3) Otimização da concentração de coagulante na etapa de coagulação-floculação utilizando como coagulantes o Cloreto Férrico (FeCl_3) e o Sulfato de Alumínio($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$)

Esta etapa do projeto consistiu em avaliar a influência da concentração de coagulante sob o pH ótimo de processo determinado na etapa acima descrita (4.4.2). O pH das amostras foi fixado de acordo com o menor valor obtido para a turbidez, variando-se as dosagens de coagulante nas concentrações de 25mg/L, 50mg/L, 75mg/L e 100mg/L. Os parâmetros adotados na etapa de otimização de pH permaneceram inalterados.

Finalizados os experimentos descritos nos itens (4.4.2) e (4.4.3), as melhores alternativas foram escolhidas em relação a eficiência da clarificação. Nestas condições foram levantadas o custo do processo. Parâmetros de qualidade adicionais poderão ser determinados a fim de confirmar a efetividade do tratamento escolhido, tais como, bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos, nitrogênio total, cálcio, magnésio, ferro, manganês, coliformes totais e fecais, alcalinidade, e dureza..

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Coleta e caracterização das águas de estudo

Análises de amostras coletadas em 22/12/2006 do efluente sanitário gerado por um condomínio residencial em estudo mostraram os seguintes resultados:

Tabela 5.1: Parâmetros do efluente bruto coletado

Parâmetro (25 °C)	Efluente
DQO (mg/L)	320
DBO (mg/L)	140
pH	6,5
Turbidez (NTU)	75
RNFT (mg/L)	90

5.2. Ensaios de coagulação usando cloreto férrico (FeCl_3)

Efeito da variação do pH das amostras

Nos experimentos iniciais de otimização do pH, foram utilizados os reagentes cloreto férrico e sulfato de alumínio como coagulantes na concentração de 25 mg/L. Entretanto, não foram encontrados resultados que pudessem avaliar a variação do pH, o que indicou a necessidade do uso de uma concentração de coagulante maior de 75 mg/L nos experimentos seguintes.

As figuras 5.1 e 5.2 apresentam as remoções de turbidez e da DQO obtidas nos ensaios de otimização de pH, utilizando FeCl_3 como coagulante na concentração de 75 mg/L.

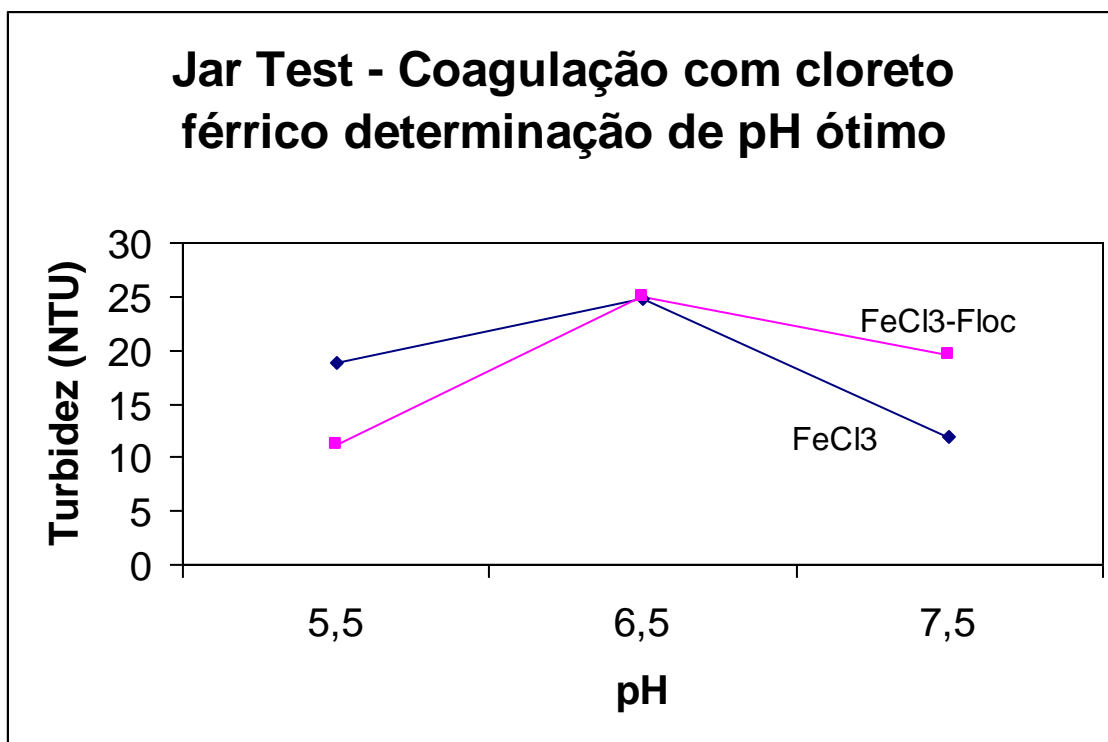


Figura 5.1: Turbidez em função do pH, utilizando FeCl₃ como coagulante na concentração de 75 mg/L. Foram realizados experimentos com e sem polímero aniônico (floc) nas seguintes faixas de pH; 5,5, 6,5 e 7,5.

Na Figura 5.1, as curvas de turbidez em função do pH apresentam o mesmo comportamento, com um mínimo no valor de pH em 5,5 com polímero e 7,5 no ensaio sem a presença do polímero, o que indicaria os valores de pH ótimos para o tratamento do efluente com este coagulante. Pode-se afirmar também que o processo de floculação favoreceu a remoção de turbidez, ou seja, a união dos coágulos formados e remoção de maior quantidade de sólidos suspensos durante a sedimentação. Levando-se em consideração os resultados obtidos na remoção de DQO, o pH=5,5 com a adição de polímero foi definido como pH ótimo para o cloreto férrico.

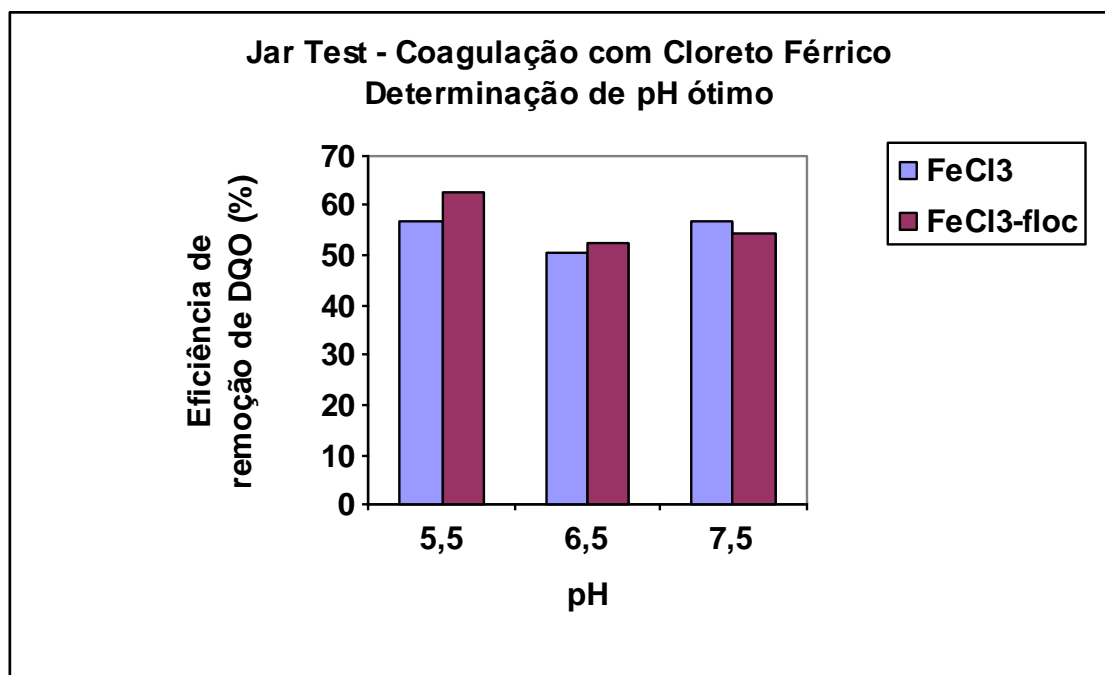


Figura 5.2: Eficiência de remoção de DQO em função do pH, utilizando FeCl₃ como coagulante na concentração de 75 mg/L. Foram realizados experimentos com e sem polímero (floc) nas seguintes faixas de pH; 5,5, 6,5 e 7,5.

Através da Figura 5.2, observa-se que a remoção de DQO mais eficiente ocorreu em pH 5,5. Pode-se concluir também que a etapa de floculação influenciou pouco na remoção de DQO. A concentração da DQO está associada aos sólidos na forma suspensa ou dissolvida. A quantidade de DQO removida está relacionada apenas aos materiais suspensos em solução,, obtendo-se remoções entre 50 a 63%, não observando grandes variações.

Efeito da variação da quantidade de coagulante

As figuras 5.3 e 5.4 apresentam as remoções de turbidez e DQO obtidas nos ensaios da variação da concentração de coagulante, utilizando FeCl₃ mantendo-se o pH na faixa ótima encontrada na primeira etapa. As concentrações de coagulante utilizadas nestes ensaios foram; 25, 50, 75 e 100 mg/L.

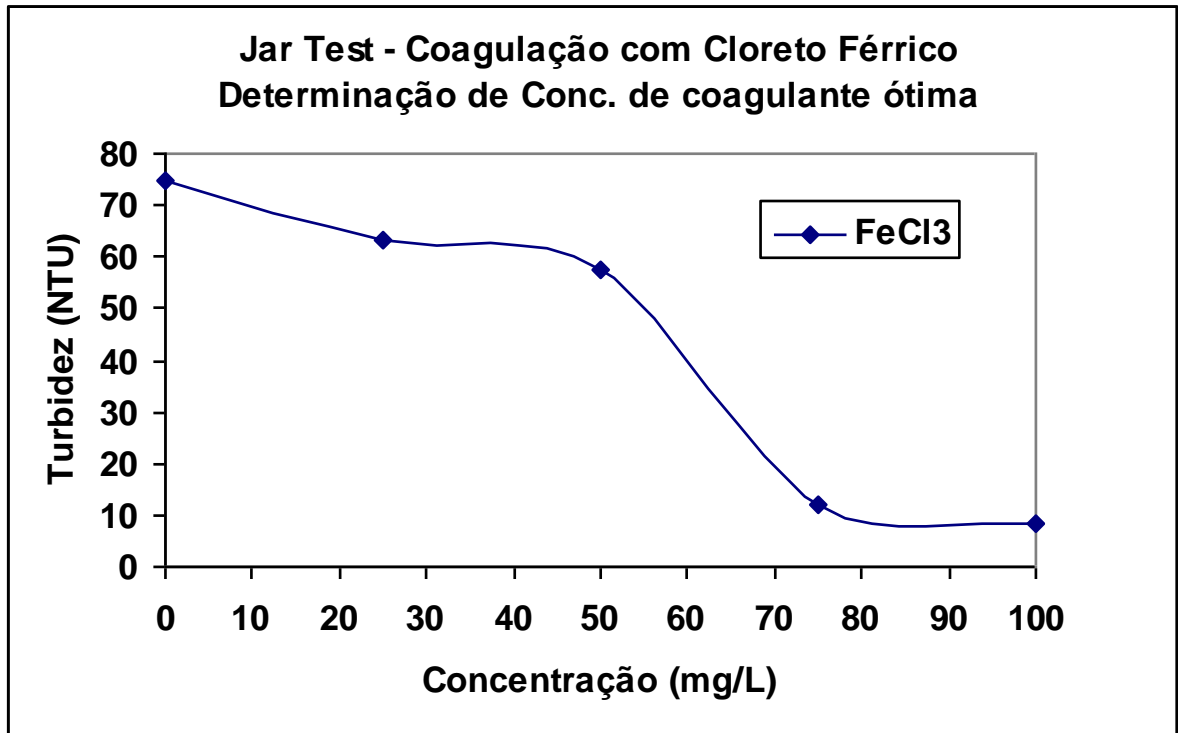


Figura 5.3: Turbidez em função da variação da concentração de FeCl_3 como coagulante em pH 5,5. As concentrações utilizadas foram: 25, 50, 75 e 100 mg/L.

A figura 5.3. mostra a redução da turbidez de acordo com a dosagem de coagulante utilizada. Na concentração de 25 mg/L, como dito anteriormente, o efeito na variação de turbidez foi mínimo, sendo observado maiores efeitos a partir da concentração de 50 mg/L.

De acordo com o gráfico, a aplicação de dosagens de cloreto férrico acima de 80 mg/L levam à valores estáveis de turbidez. Concentrações de coagulante acima deste valor são excessivas, apresentando maior custo no tratamento e possíveis interferências por excesso de coagulante não reagido.

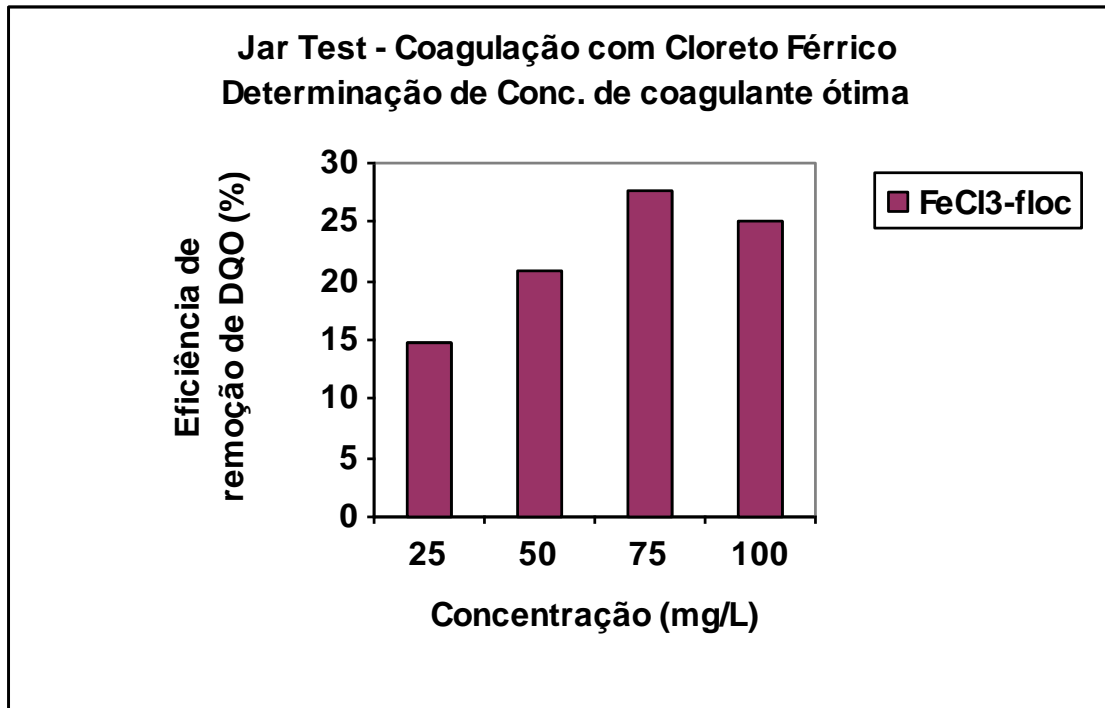


Figura 5.4: Eficiência de remoção de DQO em função da variação da concentração de coagulante utilizada, utilizando FeCl_3 como coagulante em faixa de pH ótima encontrada, no valor de 5,5. Foram realizados experimentos de coagulação seguida de floculação nas seguintes concentrações; 25, 50, 75 e 100 mg/L.

A Figura 5.4 mostra a variação da eficiência de remoção de DQO com a concentração de cloreto férrico utilizada. A dosagem de 75 mg/L mostrou-se como a mais eficiente para a remoção de DQO, dentro da faixa estudada. A concentração de 100 mg/L apresentou praticamente a mesma eficiência de remoção obtida com uma concentração de 75 mg/L. A diferença nos valores é insignificante e considera-se estar dentro do erro do método, que é de 10%.

Neste caso, o valor de 100 mg/L foi adotado como concentração ótima, por reduzir o nível de turbidez para valores inferiores a 10 NTU (Apêndice A4). Nessas condições, o efluente se enquadra nos padrões de qualidades exigidos pela NBR-13.969.

5.3. Ensaios de coagulação usando sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)

Efeito da variação do pH das amostras

A figura 5.5 apresenta as remoções de turbidez obtidas nos ensaios para a avaliação do efeito do pH na clarificação das amostras, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante na concentração de 75 mg/L.

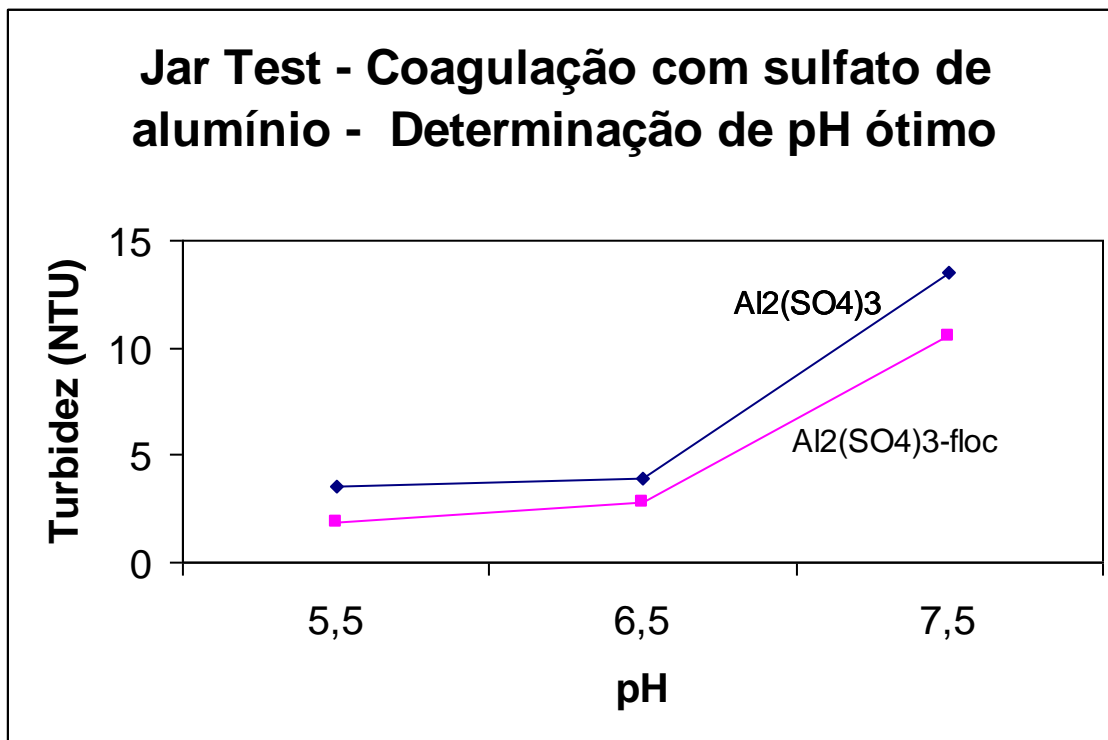


Figura 5.5: Turbidez em função do pH, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante na concentração de 75 mg/L. Variação do pH em 5,5, 6,5 e 7,5.

Analisando as curvas da Figura 5.5, observa-se que o pH ótimo de coagulação usando sulfato de alumínio se encontra próximo de 6,0.

A figura 5.6 apresenta as remoções de DQO obtidas nos ensaios para a avaliação do efeito do pH na clarificação das amostras, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante na concentração de 75 mg/L.

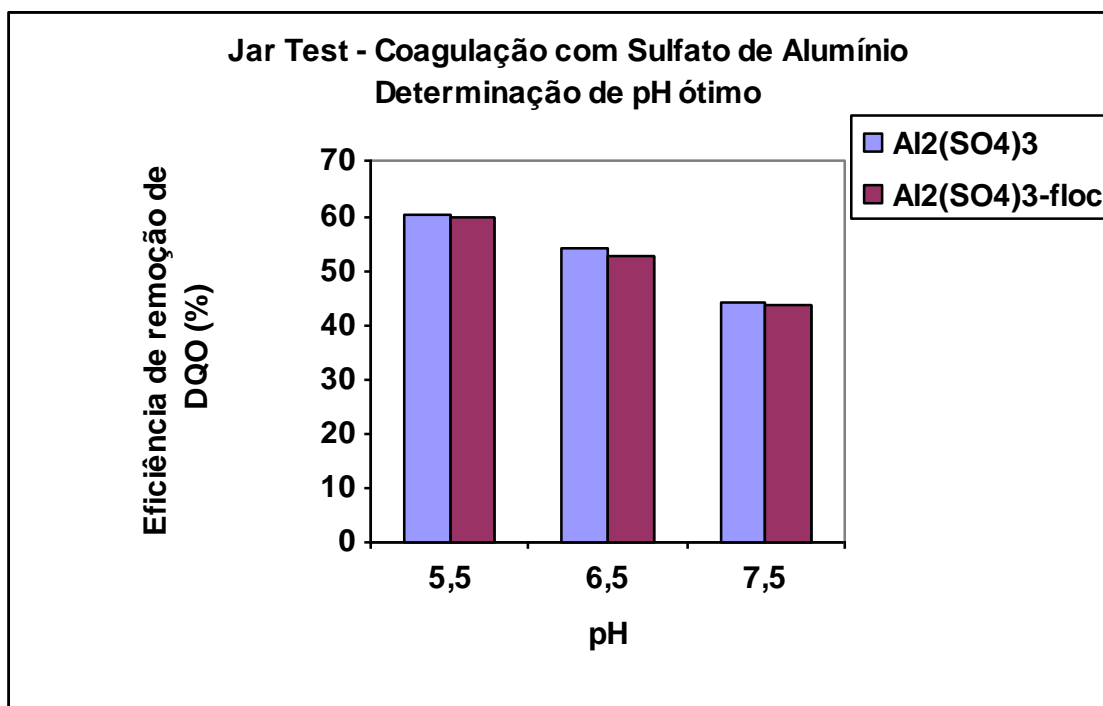


Figura 5.6: Remoção de DQO em função do pH, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante na concentração de 75 mg/L. Foram realizados experimentos com e sem floculação para comparação nas seguintes faixas de pH; 5,5, 6,5 e 7,5.

A figura 5.6 mostra nitidamente que, conforme o efluente fica mais alcalino, as remoções da DQO vai decaindo. Isso pode estar associado ao aumento de substâncias dissolvidas com o pH o que estaria acarretando em maiores valores de DQO no final. Entretanto, como os resultados da turbidez indicaram um pH ótimo em torno de 6 e a diferença de remoção da DQO entre os valores de pH de 5,5 a 6,0 não varia muito (de 55 a 60%, por inferência do gráfico), definiu-se para as próximas etapas um pH igual a 6,0, já que o pH do efluente sanitário se encontra em torno de 6,7.

Efeito da variação da quantidade de coagulante

As figuras 5.7 e 5.8 apresentam as remoções de turbidez e DQO obtidas nos ensaios de otimização de concentração de coagulante, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na faixa de pH ótima determinada na etapa anterior. As concentrações de coagulante utilizadas foram; 25, 50, 75 e 100 mg/L.

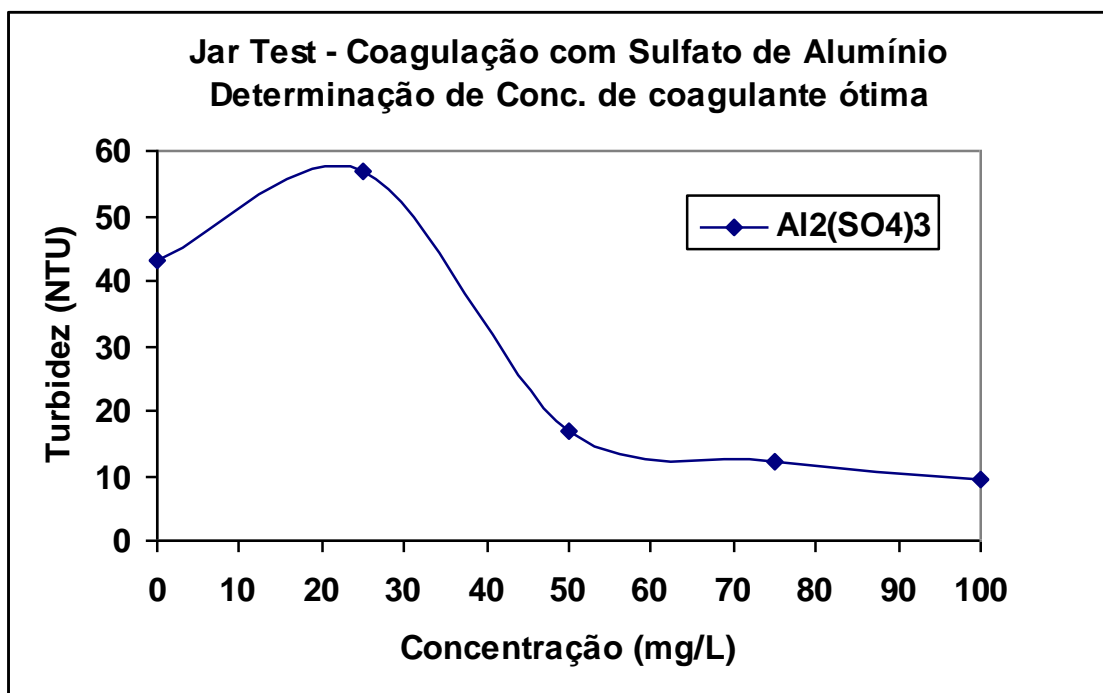


Figura 5.7: Turbidez em função da variação da concentração de coagulante, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante em faixa de pH ótima utilizada em experimento anterior, no valor de 6,0. Foram realizados experimentos de coagulação seguida de floculação nas seguintes concentrações; 25, 50, 75 e 100 mg/L.

A figura 5.7. mostra a redução da turbidez de acordo com a concentração de coagulante utilizada. O tratamento torna-se aparente a partir de uma concentração de 50 mg/L de sulfato de alumínio com uma eficiência máxima de 77%. A partir da concentração de 75 mg/L, a remoção de turbidez varia em média 6%. A decisão em relação à concentração ótima de sulfato irá depender do nível exigido de remoção de turbidez e de um estudo de viabilidade técnica e econômica para o tratamento utilizando este coagulante. O valor inicial de turbidez de 40 NTU referente ao efluente bruto, difere do valor sumariado na tabela de caracterização, devido à uma queda por armazenamento da amostra coletada.

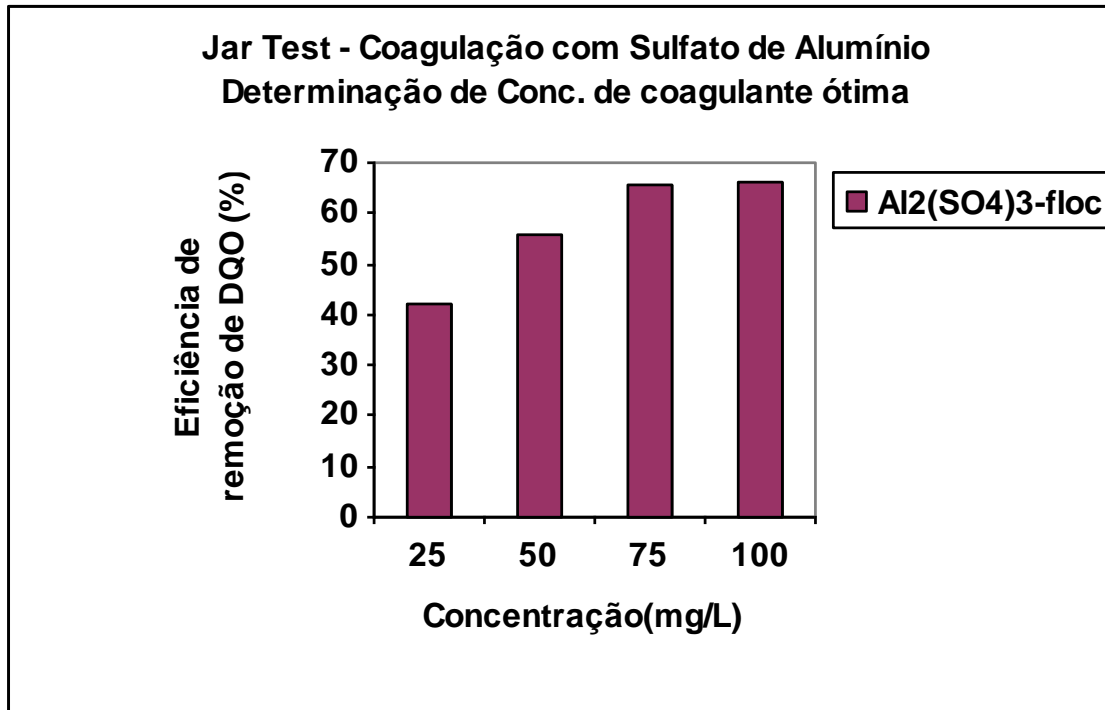


Figura 5.8: DQO em função da variação da concentração de coagulante utilizada, utilizando $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ como coagulante em faixa de pH ótima encontrada, no valor de 6,0. Foram realizados experimentos de coagulação seguida de floculação nas seguintes concentrações; 25, 50, 75 e 100 mg/L.

A Figura 5.8 mostra a variação da remoção de DQO de acordo com a concentração de sulfato utilizada. As dosagens de 75 e 100 mg/L de coagulante apresentaram a mesma eficiência de remoção de DQO, em torno de 65%. Isto significa que uma concentração de 75mg/L já é capaz de suprir a necessidade do efluente estudado, não necessitando de maior quantidade de coagulante.

Nas condições ótimas, o $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ apresentou alta eficiência, tanto na remoção de DQO, quanto na redução da turbidez do efluente.

5.4) Síntese do estudo

Os melhores resultados obtidos no estudo de clarificação e remoção de sólidos suspensos usando os coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio, estão sumariados na tabela 5.2:

Tabela 5.2: Resultados ótimos obtidos na coagulação

	pH	Conc. coagulante (mg/L)	Turbidez Final (NTU)	Remoção Turbidez (%)	DQO Final (mg/L)	Remoção DQO (%)
FeCl ₃	5,5	100	8,6	88	153,4	27
Al ₂ (SO ₄) ₃	6,0	75	9,5	78	147,1	66

5.5) Custo de Tratamento

As Tabelas 5.3 e 5.4 apresentam os preços dos produtos químicos a serem utilizados no tratamento.

Tabela 5.3: Custo dos coagulantes e polímeros levantados:

Descrição do Produto	Embalagem	Preço R\$
CLORETO FERRICO 100%	1 kg	1,42
POLÍMERO ANIÔNICO FX AE33 ($\rho=1,07 \text{ g/cm}^3$) 100%	1 kg	15,10
SULFATO DE ALUMINIO 100%	1 kg	0,99

(Fonte: FAXON QUÍMICA LTDA)

Tabela 5.4: Custo do desinfetante utilizado:

Descrição do Produto	Embalagem	Preço R\$
HIPOCLORITO DE SÓDIO 12%	1 kg	0,32

(Fonte: www.quimibras.com.br/homepage/produtos)

Tabela 5.5: Custo dos reagentes levantados:

Código	Descrição do Produto	Embalagem	Preço R\$
A010759U	ACIDO CLORIDRICO 0,1N P.A	1000mL	10,05
A010775U	HIDROXIDO DE SODIO 0,1N P.A	1000mL	10,05

(Fonte: www.quimibras.com.br/homepage/produtos)

Os custos associados ao tratamento de clarificação, tomando como base 1 m³ de efluente, temos:

Usando cloreto férrico:

Insumo	Quantidade necessária	Custo (R\$)/ m ³
FeCl ₃	100 mg/L	0,142
HCl	2 ml/L	0,814
Polímero aniônico	35,6 mg/L	0,538
NaClO	10,0 mg/L	0,026
Total	-	1,52

Usando sulfato de alumínio:

Insumo	Quantidade necessária	Custo (R\$)/ m ³
Al ₂ (SO ₄) ₃	75 mg/L	0,074
NaOH	0,3 ml/L	0,122
Polímero aniônico	35,6 mg/L	0,538
NaClO	10,0 mg/L	0,026
Total	-	0,76

Em uma análise primária de custos, observa-se que o processo de coagulação utilizando cloreto férrico torna-se mais caro, devido ao preço do coagulante e a necessidade de maior neutralização para tratamento em condições ótimas. Devido ao baixo custo e disponibilidade, o sulfato de alumínio é a substância mais adequada para este tratamento, mesmo tendo maior consumo em condições ótimas.

5.6) Processo Proposto

A Lei no. 4956 não estabelece padrões de qualidade do efluente pós-tratamento para este tipo de reúso. É importante que a água de uso menos nobre não apresente turbidez, odor, coloração e patogênicos.

O tratamento físico-químico não elimina todos os patogênicos e coliformes fecais presentes. O principal impacto na saúde provocado pela utilização de águas servidas, nos países em desenvolvimento, são as doenças causadas por helmintos, e os agentes patogênicos microbianos. Devido a este fato, é necessário fazer tratamento terciário para a desinfecção da água a ser utilizada.

De acordo com a portaria 518/2004, capítulo IV., artigo 13, após a desinfecção, a água potável deve conter um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg/L, sendo obrigatória a manutenção de, no mínimo, 0,2 mg/L em qualquer ponto da rede de distribuição, recomendando-se que a cloração seja realizada em pH inferior a 8,0 e tempo de contato mínimo de 30 minutos.

Tomando este padrão como referência, será considerada dosagem maior de cloro, (Sanepar, 2007) na concentração de 10,0 mg/L no efluente para a desinfecção da água de uso menos nobre, considerando a presença de ainda cerca de 150 mg/L de DQO, além da necessidade da manutenção do cloro residual livre entre 0,5 a 0,2 mg/L. Para verificar este processo, será necessário realizar testes microbiológicos e de cloro residual futuramente para que fique demonstrada uma eficiência de inativação microbiológica no sistema proposto.

Para se ter um padrão de classificação maior deve-se realizar mais testes considerando também os demais parâmetros como bicarbonatos, cloretos, sulfatos, fosfatos, nitrogênio total, cálcio, magnésio, ferro, manganês, coliformes totais e fecais, alcalinidade, dureza e sólidos para a escolha da alternativa ótima de tratamento, que poderá ser repetida para este fim, caso seja necessário. A determinação desses parâmetros adicionais é crucial para a confirmação da qualidade da água tratada.

O processo proposto baseia-se nos experimentos realizados e em um projeto de construção multifamiliar de médio padrão com 17 andares, 4 unidades por andar e 272

habitantes. Segundo a DZ-215.R-3 (DIRETRIZ DE CONTROLE DE CARGA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL EM EFLUENTES LÍQUIDOS DE ORIGEM NÃO INDUSTRIAL), um projeto deste porte apresenta um consumo de 250 litros/dia.hab, com taxa de retorno de 0,8, gerando 200 litros/dia.hab de efluente, totalizando uma vazão média de 54,4 m³/dia de efluente gerado no empreendimento.

Embasado em pesquisas reais no país, uma residência com 4 pessoas aciona a descarga sanitária em média 16 vezes ao dia e uma descarga sem caixa acolada consome cerca de 30 litros cada vez que é acionada. No projeto de estudo, a descarga é acionada 1.088 vezes por dia, consumindo 32,64 m³ por dia de água.

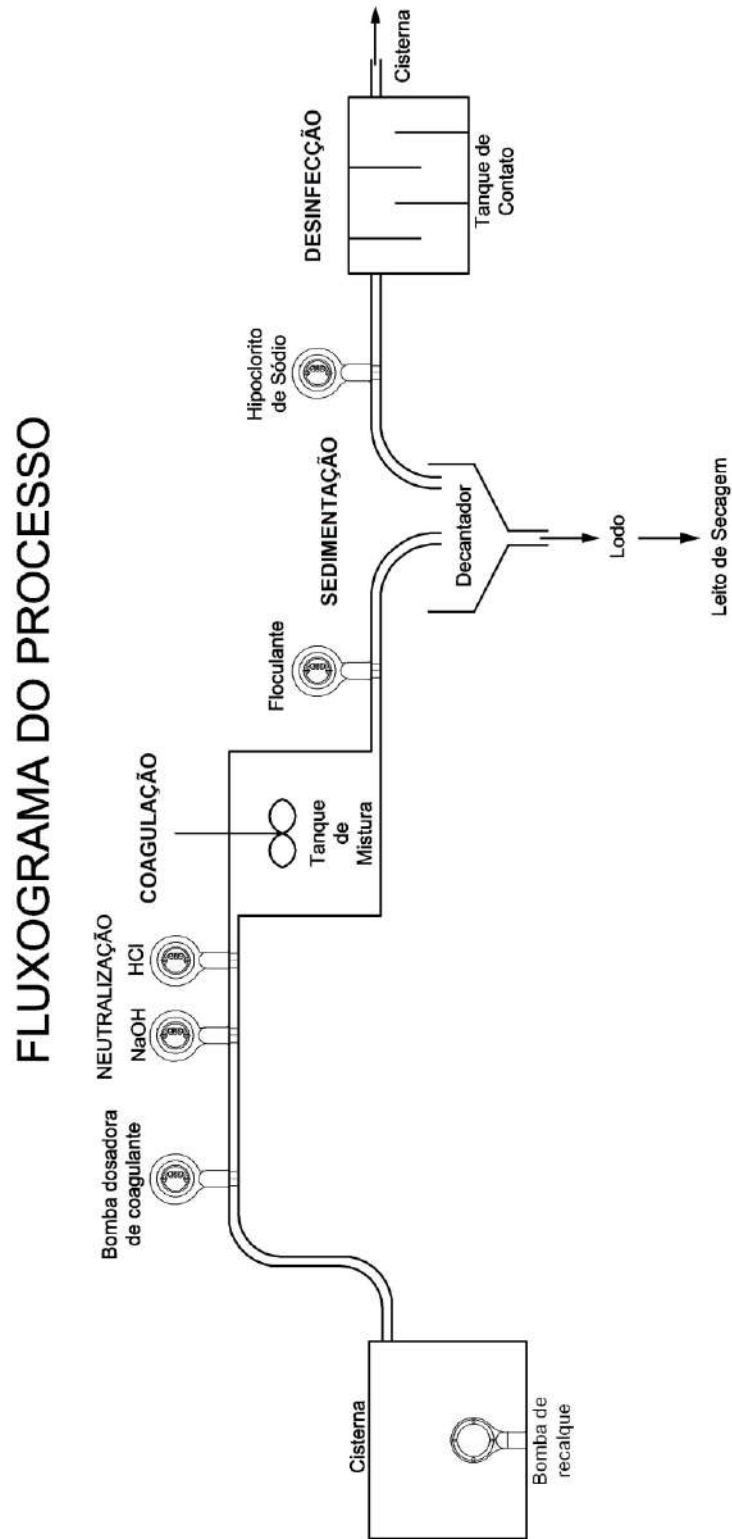
Deve-se então tratar diariamente cerca de 33,64 m³/dia das águas servidas para reuso considerando possíveis picos de consumo.

Escolhendo-se o sulfato de alumínio como coagulante, são necessárias quantidades de 2,523 kg do coagulante, 1,197 kg do floculante FX AE33, 10,1 L de NaOH na concentração 0,1 mols/L e 2,83 kg por dia de hipoclorito de sódio, para atender essa demanda. Nestas condições, o custo de tratamento fica em 25,56 R\$ por dia e 767 R\$ por mês, em média apenas no gasto com reagentes. Este cálculo não prevê o custo com a remoção do lodo gerado, energia elétrica, manutenção e operação da estação de tratamento.

Enquanto a água para fins menos nobres tem um custo em matéria-prima na ordem de 0,760 reais, fora o consumo com energia elétrica, instalação, manutenção e operação da Estação de Tratamento, a água disponibilizada pela CEDAE para empreendimentos multifamiliares de pequeno porte é taxada em tarifa média de 2,00 reais. Para reduzir o custo e tornar o negócio economicamente viável neste caso é necessário administrar o processo muito bem, da fase de instalação até a operação.

Já em empreendimentos multifamiliares de médio a grande parte, a quantidade de consumo de água aumenta, conseqüentemente aumentando a tarifa, chegando a tarifas próximas a industriais, na faixa de 4,00 à 8,00 reais. Nestes casos o reuso pode ser encarado, além de uma exigência, como uma oportunidade econômica.

5.7) Fluxograma Proposto



O efluente é captado em uma cisterna e bombeado por recalque até o tanque de mistura. Ao longo da tubulação, uma bomba dosadora adiciona a quantidade dimensionada de sulfato de alumínio, o qual se mistura ao efluente pela turbulência gerada pela bomba. Após a dosagem do coagulante ocorre uma variação do pH. Para corrigir o pH no valor ótimo 6,0, o efluente passa por um eletrodo e duas bombas dosadoras de ácido e base. Após a correção de pH, o efluente adentra o tanque de mistura onde são formados os coágulos. No fim da etapa de coagulação, o floculante é adicionado na tubulação também sendo misturado por turbulência, seguindo para o sedimentador. O lodo gerado pode ir para leito de secagem ou tanque de armazenamento e deve ser retirado por caminhão limpa-fossa. O clarificado deve passar por um processo de desinfecção por apresentar concentrações de DQO ainda consideradas elevadas na faixa de 130 – 150 mg/L e possíveis patogênicos, os quais devem ser removidos para evitar contaminações dos seres humanos.

O reúso dessa água não apresenta contato direto com o ser humano. No entanto, quando dá-se a descarga em vaso sanitário ocorre aspersão de partículas de água oferecendo contato indireto e, portanto, risco à saúde humana.

6) CONCLUSÕES

- Ambos os coagulantes testados apresentam valores de turbidez inferiores à 10 NTU nas condições ótimas de operação, sendo permitido o reúso para abastecimento de vasos sanitários.
- Entre os coagulantes testados, o sulfato de alumínio apresentou maior remoção de DQO e Turbidez conjugadas.
- A análise econômica mostrou que o custo do tratamento com sulfato de alumínio é menor, mesmo sendo utilizado em maior quantidade. Além disso, apresenta custo de neutralização muito menor do que o cloreto férrico.
- Resultados mostram também que a água a ser reutilizada ainda é um bem muito caro perante a água tratada e captada pela CEDAE.

7) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIQUIM, “Avaliação Ambiental da Indústria Química”, São Paulo, 1998.
- BERNARDO, L.D., BERNARDO, A.D. e CENTURIONE, P.L.F., “Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água”, RiMa, São Paulo, 2002.
- CAVASENO, V. et al., Industrial Wastewater and Solid Waste Engineering, McGraw-Hill Publications Co, New York, 1980.
- ECKENFELDER JR., W.W., "Industrial Water Pollution Control", McGraw- Hill , 2º edição, 1989.
- MANUAL DE CONSERVAÇÃO E REÚSO DE ÁGUA NA INDÚSTRIA, FIRJAN, RIO DE JANEIRO.
- PAPIC, S., Koprivanac, N., Boizic, A.L. e Metes, A., Renoval of some reactive dyes from synthetic wastewater by combined Al(III) coagulation/carbon adsorption process, Dyes and Pigments, 62, 291-298, 2004.
- SANTOS, Jaqueline Dias Dos, “Remoção de corantes reativos de efluentes industriais têxteis utilizando o processo eletrolítico”, Departamento de Ciências dos Materiais e Metalurgia, págs 11-20, PUC, RJ, dissertação de mestrado, 2000.
- SANTOS HF e MANCUSO PCS. Reúso de Água. Universidade de São Paulo. Ed. Manole, SP, Brasi, 2003.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995) 19th ed. AWWA. Washington, DC, USA.
- VON SPERLING, M., “Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos”, DESA-UFMG, Belo Horizonte, 1996.
- <http://www.alerj.rj.gov.br/processo2.htm>, acessado em 05/03/2007.
- http://www.quimibras.com.br/homepage/produtos/pro_rea_a.html, acessado em 05/03/2007.
- <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/Aline%20Final%20X-003.pdf>, acessado em 05/03/2007.
- <http://www.sanepar.com.br>, acessado em 05/03/2007.
- http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518_2004.pdf, acessado em 05/03/2007.
- RIO DE JANEIRO, lei nº 4956 de 20 de dezembro de 2006. Dispõe sobre o reuso de águas servidas para serem aproveitadas no esgotamento sanitário. Disponível no site da Alerj em 05/03/2007.
- RIO DE JANEIRO, DZ-215.R-3, FEEMA, disponível em www.feema.rj.gov.br.

8) Apêndice A1 – Determinação de pH e de condutividade

Objetivo:

Determinar, por meio de potenciometria, o pH das amostras, ou seja, o logaritmo do inverso da concentração dos íons hidrogênio e a condutividade das mesmas.

Princípio do Método:

O medidor de pH e de condutividade é calibrado contra duas soluções padrão de referência ou de trabalho, de acordo com um sinal potenciométrico (milivoltagem) que se relaciona com os valores de pH. Após a calibração, as amostras são lidas de forma direta.

Equipamentos e vidrarias:

- Medidor de pH e de condutividade
- Eletrodo de pH
- Becheres

Procedimento:

Calibração do equipamento:

Retirar o eletrodo da solução de repouso, rinsá-lo com água destilada ou deionizada e secá-lo com papel absorvente. Proceder à calibração do equipamento de acordo com as instruções do fabricante, usando soluções padrão de pH=4 (sensibilidade) e pH=7 (calibração). Repetir a calibração de acordo com o tempo sugerido pelo fabricante ou de acordo com a necessidade.

Leitura das amostras:

Após a calibração, realizar a leitura das amostras de forma direta, segundo indicação do fabricante. No caso de ajuste de pH, utilizar soluções de um ácido ou de uma base para se obter o valor desejado (ácido sulfúrico e hidróxido de sódio, por exemplo).

9) Apêndice A2 – Determinação de turbidez

Objetivo:

Determinar a turbidez, de forma a se ter uma indicação da concentração de sólidos suspensos do rejeito que decantará em um determinado período.

Princípio do Método:

O método é baseado na comparação da intensidade da luz espalhada pela amostra em condições definidas, com a intensidade da luz espalhada por uma suspensão de referência. Quanto maior essa intensidade, maior será a turbidez da amostra. A leitura da turbidez é feita em um turbidímetro que conta de um nefelômetro e é expressa em N.T.U.

Equipamentos e vidrarias:

- Turbidímetro
- Tubos de vidro do turbidímetro

Procedimento:

Calibração do equipamento:

Lavar os tubos, enxaguar com água corrente e rinsar com água destilada ou deionizada. Secar as faces externas do tubo com papel absorvente. Calibrar o equipamento com as duas soluções padrão de acordo com as instruções do fabricante, tomando sempre o cuidado de rinsar o tubo com a solução padrão antes de realizar efetivamente a calibração, verificar se não há formação de bolhas e eliminar impressões digitais nas paredes do tubo. Repetir a calibração uma vez por semana.

Leitura das amostras:

Após a calibração, realizar a leitura das amostras de forma direta, segundo indicação do fabricante.

10) Apêndice A3 – Determinação de DQO

Objetivo:

Determinar a quantidade de oxigênio necessária à oxidação química do material orgânico presente na amostra, ou seja, a demanda química de oxigênio da amostra.

Princípio do Método (http://www.precisionlabs.com.br/dw/pro/dqo_vial.pdf & <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/Aline%20Final%20X-003.pdf>):

A amostra é colocada em solução ácida de dicromato de potássio na presença de um catalisador (prata) e digerida por duas horas à temperatura de 150°C. Compostos orgânicos oxidáveis reduzem o íon dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) a íon crômico (Cr^{+3}). A medida do consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica é proporcional ao dicromato consumido. Por colorimetria, mede-se a absorvância da amostra e utilizando-se uma curva de calibração, obtém-se o valor da DQO resultante. Os resultados de teste são expressos em (mg O_2)/L.

Equipamentos e vidrarias:

- Digestores, marca Hach
- Espectrofotômetro, marca Hach
- Micropipetas
- Estufa
- Balança digital
- Dispensadores
- Tubos de DQO
- Becheres
- Balões volumétricos

Procedimento (Método Hach):

Preparo da solução padrão de ftalato ácido de potássio:

Dissolver 850 mg de ftalato ácido de potássio (previamente seco a 103 °C por pelo menos 2 horas) em água destilada e completar o volume para 1000 mL. Esta solução

corresponde a uma DQO teórica de 1000 ppm. Fazer diluições para se obter os seguintes padrões de DQO (ppm): 100, 200, 400, 500, 600, 800 e 1000.

Preparo da solução digestora para a faixa de DQO de 0 a 1000 mg/L:

Dissolver 10,216 g de dicromato de potássio (previamente seco a 103 °C por pelo menos 2 horas) em 500 mL de água destilada. Adicionar 167 mL de ácido sulfúrico concentrado e 33,3 g de sulfato de mercúrio. Dissolver a temperatura ambiente e completar o volume para 1000 mL com água destilada. Cabe ressaltar que a quantidade de sulfato de mercúrio adicionada nesta solução é suficiente para completar uma concentração de cloretos de até 2000 mg/L. para concentrações maiores, pode-se aumentar a quantidade de sulfato.

Preparo da solução catalítica:

Dissolver 10,1196 g de sulfato de prata em ácido sulfúrico concentrado e completar o volume para 1000 mL com o ácido.

Preparo das amostras e do branco:

Quando necessário, as amostras são diluídas em balões volumétricos com água deionizada. Então, são pipetados 2 mL com micropipeta e adicionados aos tubos de DQO, tomando-se cuidado para que a amostra não escorra pelas paredes do tubo. As análises devem ser feitas em triplicata. Para o branco, são utilizados 2 mL de água deionizada no lugar da amostra.

Etapa de digestão:

Em seguida são adicionados 1,2 mL da solução digestora e 2,8 mL da solução ácida, fechando-se hermeticamente os tubos e homogeneizando-os por sucessivas inversões. Como a mistura das soluções leva ao desprendimento de calor e aquecimento dos tubos, deve-se ter o cuidado de manuseá-los segurando-os somente pela tampa. Os tubos são colocados no digestor Hach, previamente aquecido a uma temperatura de 150 °C e a função *timer* do aparelho é acionada para um tempo de 2 horas. Imediatamente após o término da digestão, os tubos são colocados novamente homogeneizados por sucessivas inversões (novamente tomando-se cuidado e segurando os tubos pela tampa) e deixados esfriar à temperatura ambiente, de preferência na ausência de luz.

Preparo da curva padrão:

Empregando-se as diluições preparadas do padrão, procede-se da mesma forma anteriormente explicada e monta-se uma curva de absorvância a 600 nm contra a concentração de DQO, pela leitura no espectrofotômetro.

Leitura da absorvância das amostras:

Os tubos resfriados são levados ao espectrofotômetro para leitura da absorvância também a 600 nm contra um branco preparado da mesma forma que as amostras. Pela equação da reta, obtém-se o valor da DQO das amostras a partir das respectivas absorvâncias.

11) Apêndice A4 – Resultados dos Tratamentos de Efluente

Etapa 1: Otimização do pH do FeCl₃ e do Al₂(SO₄)₃

Medidas de Turbidez com a variação de pH nas amostras após a adição da solução de FeCl₃ na concentração de 75mg/L:

Becheres	pH	Floculante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Eficiência da turbidez	pH final	Condutividade (mV)
Efluente bruto	6,6	-	51,2	-	6,6	21
1	5,5	0	18,8	0,63	5,89	56
2	6,5	0	24,7	0,52	6,65	17
3	7,5	0	11,9	0,77	7,3	-16
4	5,5	0,5	11,1	0,78	5,98	51
5	6,5	0,5	25	0,51	6,8	10
6	7,5	0,5	19,5	0,62	7,23	-12

** O aparelho turbidímetro 2100 A (HACH) foi previamente calibrado com a solução padrão de formazida.

Medidas de Turbidez com a variação de pH nas amostras após a adição da solução de Al₂(SO₄)₃:

Becheres	pH	Floculante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Eficiência da turbidez	pH final	Condutividade (mV)
Efluente bruto	6,52	-	21	-	6,52	22
1	5,5	0	3,5	0,83	5,7	63
2	6,5	0	3,9	0,81	6,73	13
3	7,5	0	13,5	0,36	7,21	-11
4	5,5	0,5	1,9	0,91	5,85	58
5	6,5	0,5	2,8	0,87	6,83	8
6	7,5	0,5	10,5	0,5	7,25	-13

** O aparelho turbidímetro 2100 A (HACH) foi previamente calibrado com a solução padrão de formazida.

Medidas de DQO com a variação de pH nas amostras, após a adição da solução de FeCl_3 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ na concentração de 75mg/L:

DQO (mg/L)														
Amostr a	pH	Flocula nte (mg/L)	[FeCl_3] = 75 mg/L						[$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$] = 75 mg/L					
			L 1 (mg/L)	L 2 (mg/L)	L3 (mg/L)	L inicia l	L Média	% Remo ção	L 1 (mg/L)	L 2 (mg/L)	L3 (mg/L)	L inicial	L Média	% Remo ção
Efluente bruto	6,6	-	345,7	313,1	306,3	321,7	321,7	-	224,5	217,7	229,9	223,8 3	223,8 3	-
1	5,5	0	131,9	152,4	131,2	321,7	138,5	57	86,8	86,2	92,8	223,8 3	88,6	60
2	6,5	0	179,9	149,7	150,7	321,7	160,1 0	50	107,8 121,9	102	99,5	223,8 3	103,1	54
3	7,5	0	137,5	138	141,6	321,7	139,0 3	56	91,4	129,7	124,7	223,8 3	125,4 3	44
4	5,5	0,5	115,2	123,6	121,9	321,7	120,2 3	63	102	85,5	93,8	223,8 3	90,23	60
5	6,5	0,5	155,3	153,6	151,3	321,7	153,4 0	52	128,2	98,6	116	223,8 3	105,5 3	53
6	7,5	0,5	154,4	146,6	140,4	321,7	147,1 3	54	224,5	130,3	121,3	223,8 3	126,6	43

Etapa 2: Otimização da concentração de coagulante do FeCl_3 e do $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$

Medidas de Turbidez com a variação de concentração nas amostras após a adição da solução de FeCl_3 em pH 5,5:

Becheres	Dosagem de FeCl_3 (mg/L)	pH	Floculante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Eficiência da turbidez	pH final	Condutividade (mV)
Efluente bruto	-	6,61	-	74,8	-	6,61	0,14
1	25	5,5	0,5	63,5	15	5,95	0,57
2	50	5,5	0,5	57,6	23	5,75	0,65
3	75	5,5	0,5	11,8	84	5,72	0,64
4	100	5,5	0,5	8,6	88	5,74	0,68
5	75	6,5	0,5	36,2	51	6,45	0,27
6	75	7,5	0,5	38	49	6,8	0,05

Medidas de Turbidez com a variação de concentração nas amostras após a adição da solução de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em pH 6:

Becheres	Dosagem de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (mg/L)	pH	Floculante (mg/L)	Turbidez (NTU)	Eficiência da turbidez	pH final	Condutividade (mV)
Efluente bruto	-	6,81	-	43,1	-	6,81	16
1	25	6	0,5	56,8	-0,32	6,87	33
2	50	6	0,5	16,9	0,61	6,6	41
3	75	6	0,5	12,1	0,72	6,58	47
4	100	6	0,5	9,5	0,78	6,61	48

Medidas de DQO com a variação de concentração nas amostras, após a adição da solução de FeCl_3 em pH 5,5 e $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ em pH 6:

DQO (mg/L)															
Dosagem de coagulante (mg/L)	Floculante (mg/L)	[FeCl_3] pH = 5,5							[$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$] pH = 6						
		pH	DQO 1 (mg/L)	DQO 2 (mg/L)	DQO 3 (mg/L)	DQO inicial	DQO Média	% Remoção	pH	DQO 1 (mg/L)	DQO 2 (mg/L)	DQO 3 (mg/L)	DQO inicial	DQO Média	% Remoção
Efluentes bruto	-	6,6	445,3	450,7	418,3	438,1	438,1	-	6,8	383,7	483,5	444,7	437,3	437,3	-
25	0,5	5,5	377,4	372,5	369,8	438,1	373,2	14	6	277,8	285,9	193,5	437,3	252,4	42
50	0,5	5,5	350,6	344,6	343,8	438,1	346,3	21	6	198,2	192	191,3	437,3	193,8	56
75	0,5	5,5	312,4	299,1	339	438,1	316,8	27	6	125,5	161,2	167,3	437,3	151,3	65
100	0,5	5,5	316	300,3	367,8	438,1	328,0	25	6	157,5	162,4	121,3	437,3	147,1	66
75	0,5	6,5	348,9	344,9	347,7	438,1	347,1	21	-	-	-	-	-	-	-
75	0,5	7,5	353,7	339,5	347	438,1	346,7	21	-	-	-	-	-	-	-

12) Apêndice A5 – Lei nº 4956

O Presidente da Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro, em conformidade com o que dispõe o § 5º combinado com o § 7º do artigo 115 da Constituição Estadual, promulga a Lei nº 4956, de 20 de dezembro de 2006, oriunda do Projeto de Lei nº 1.071, de 2003.

LEI Nº 4956, DE 20 DE DEZEMBRO DE 2006.

DISPÕE SOBRE A OBRIGATORIEDADE DE INSTALAÇÃO DE UNIDADE DE TRATAMENTO DE ÁGUAS SERVIDAS EM PRÉDIOS DE APARTAMENTOS E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS.

A ASSEMBLÉIA LEGISLATIVA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

DECRETA:

Art. 1º - Os prédios de unidades imobiliárias destinados ao uso residencial e/ou empresarial, construídos a partir da entrada em vigor desta Lei, deverão dispor de unidade de tratamento para as águas servidas que, serão reaproveitadas no esgotamento sanitário.

Art. 2º - Define-se como prédio de unidades imobiliárias para efeito desta Lei, aqueles constituídos por mais de 03 (três) unidades habitacionais e/ou empresariais.

Art. 3º - O descumprimento do artigo 1º desta Lei, sujeitará o construtor infrator a ter indeferido o “habite-se” para o prédio.

Art. 4º - Esta Lei entrará em vigor 30 (trinta) dias após a data da sua publicação, revogam-se as disposições contrárias.

Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro, em 20 de dezembro de 2006.

DEPUTADO JORGE PICCIANI
Presidente

Ficha Técnica

Projeto de Lei nº	1071/2003
Autoria	JORGE PICCIANI
Data de publicação	21/12/2006
Tipo de Revogação	Em Vigor