

**UNIVERSIDADE JOSÉ DO ROSÁRIO VELLANO**

**FABÍOLA CRISTINA BARROS NOGUEIRA**

**SEMENTES DE MORINGA E PÓ DE QUIABO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE  
SANITÁRIO**

**ALFENAS  
2012**

**FABÍOLA CRISTINA BARROS NOGUEIRA**

**SEMENTES DE MORINGA E PÓ DE QUIABO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE  
SANITÁRIO**

**Dissertação apresentada à  
Universidade José do Rosário Vellano  
– UNIFENAS como parte das  
exigências para a obtenção do título  
de Mestre em Ciência Animal.**

**Orientador: Prof. Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto**

**ALFENAS  
2012**

Nogueira, Fabíola Cristina Barros  
Sementes de moringa e pó de quiabo no  
tratamento de efluente sanitário/.—Fabíola Cristina  
Barros Nogueira.-- Alfenas, 2012.  
75 f.

Orientador : Prof. Dr Francisco Rodrigues da  
Cunha Neto.

Dissertação (Mestrado em Ciência Animal)-  
Universidade José do Rosário Vellano.

1.Água residuária 2. Polímeros naturais 3.  
Sustentabilidade ambiental I.Título

CDU: 628(043)



## CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

**Título:** "SEMENTES DE MORINGA E PÓ DE QUIABO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO".

**Autor:** Fabíola Cristina Barros Nogueira

**Orientador:** Prof. Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de **MESTRE EM CIÊNCIA ANIMAL** pela Comissão Examinadora.

Prof. Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto  
Orientador

Profa. Dra. Larissa Carvalho Soares Amaral

Prof. Dr. Adriano Bortolotti da Silva

Alfenas, 26 de outubro de 2012.

Prof. Dr. Adauto Vilela de Rezende  
Coordenador do Programa  
Mestrado em Ciência Animal

## **OFEREÇO**

**Ao meu filho, Virgílio Henrique.**

**Aos meus pais, Aluísio Lopes Barros e Maria Barros;**

**Aos meus irmãos, Peterson Barros e Rita Barros.**

**Dedico.**

**Ao meu esposo, Cláudio;**

**Ao meu filho amado, Virgílio Henrique.**

## AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, pela coragem, pela persistência e força. Por tudo que sou. Sem Ele nada poderia fazer.

Aos meus pais, Maria e Aluísio, pelo aprendizado e amor incondicional.

Aos meus queridos e amados avós, pela sabedoria e experiência vivida.

Ao meu esposo, Cláudio, pela dedicação exclusiva em todos os dias de aula, pelo incentivo, paciência e carinho nas horas difíceis.

Ao meu filho, Virgílio Henrique, pela inspiração de cada dia.

Ao meu orientador, professor Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto, pela confiança, amizade e dedicação.

Aos professores, Dr. Aداuton Vilela de Rezende, Dra. Larissa Carvalho Soares Amaral, Dr. Adriano Bortolotti da Silva, Dr. Denismar Alves Nogueira pela participação e colaboração para este trabalho.

Às professoras, Roberta Bessa e Laura Helena, pela valiosa ajuda no desenvolvimento das análises estatísticas.

Ao mestre professor Eduardo Luis Tanuri, pela paciência e apoio para realização dos experimentos no laboratório.

À empresa SR Tratamentos de Resíduos Industriais Ltda., pela oportunidade da elaboração deste projeto.

Aos Srs. Antônio de Souza e Alexandre de Souza, pela disponibilidade e contribuição para esta conquista.

À querida amiga Renata Tavares, pela amizade e companheirismo.

Aos amigos Jules e Luis Paulo, pela confiança, dedicação e comprometimento.

Aos amigos e colegas do Mestrado, por todos os momentos que passamos juntos.

À amiga Rosângela Zampero, pela confiança e realização deste trabalho.

Aos meus colegas do grupo de estudo, Rosângela e Paulo Henrique, pela coragem e dedicação.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente para realização deste trabalho.

## EPÍGRAFE

*“O ser humano vivência a si mesmo, seus pensamentos como algo separado do resto do universo - numa espécie de ilusão de ótica de sua consciência. E essa ilusão é uma espécie de prisão que nos restringe a nossos desejos pessoais, conceitos e ao afeto por pessoas mais próximas. Nossa principal tarefa é a de nos livrarmos dessa prisão, ampliando o nosso círculo de compaixão, para que ele abranja todos os seres vivos e toda a natureza em sua beleza. Ninguém conseguirá alcançar completamente esse objetivo, mas lutar pela sua realização já é por si só parte de nossa liberação e o alicerce de nossa segurança interior”.*

*Albert Einstein*

## RESUMO

NOGUEIRA, Fabíola Cristina Barros. **Sementes de Moringa e pó de Quiabo no Tratamento de Efluente Sanitário**. Orientador: Prof. Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto. Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS – Alfenas – MG. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal).

Os efluentes sanitários apresentam grandes riscos ambientais quando lançados inadequadamente em corpos d'água, contudo, quando tratados em conformidade com suas características químicas, físicas e biológicas podem ser vertidos sem comprometer o processo de autodepuração das águas. A utilização de polímeros naturais em processos tecnológicos destaca-se pela eficácia do tratamento e o não comprometimento das características químicas do lodo gerado. Objetivou-se com este trabalho, avaliar a eficácia da semente de *Moringa oleifera* como coagulante natural e o polímero do quiabo (*Abelmoschus esculentus*) como coadjuvante de floculação em água residuária de efluente doméstico e industrial. As sementes de moringa com casca e moída foram adicionadas à água residuária nas seguintes concentrações: (4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; e 9,0 g L<sup>-1</sup> de efluente) e subsequente, às mesmas concentrações foram acrescentados 0,5 gramas de pó de quiabo. Os testes de coagulação/floculação, decantação e sedimentação foram realizados em bancada por meio de *Jar Test*. Após os ensaios desligou-se o aparelho *jar test* e as amostras ficaram em repouso por um período de 40 minutos. Foram realizadas as análises físico-químicas quanto ao pH e Turbidez para todas as amostras. Realizaram-se os testes de DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e DQO para o efluente bruto e tratado. O delineamento experimental conduzido foi o Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) em um esquema fatorial 2x6. Foram utilizadas três (03) repetições, totalizando trinta e seis (36) parcelas experimentais. Constatou-se que o tratamento moringa em conjunto com o quiabo proporcionou melhores resultados quanto ao adensamento dos flocos, tempo de coagulação, sedimentação e redução significativa da turbidez. Para o efluente tratado com moringa e quiabo, obteve-se 84,14% de eficiência para DBO e 84,54% para DQO. Valores os quais se enquadram nos parâmetros de lançamentos de efluentes em águas classe II.

Palavras chaves: água residuária, polímeros naturais, sustentabilidade ambiental.

## ABSTRACT

NOGUEIRA, Fabíola Cristina Barros. Moringa seed and okra in powder in Sanitary Effluent Treatment. Advisor: Prof. Dr. Francisco Rodrigues da Cunha Neto. Universidade José do Rosário Vellano – UNIFENAS – Alfenas – MG Dissertation (MSc in Animal Science).

The wastewater presents major environmental risk when improperly released into water bodies. However, when the wastewater is treated in accordance with their chemical, physical and biological characteristics it is possible to pourable it without compromising the process of self-purification of water. The use of natural polymers in technological processes distinguished by treatment efficacy and not compromising the characteristics of the chemical sludge generated. The objective of this study was to evaluate the efficacy of the seed of *Moringa oleifera* Lam as natural coagulant and polymer of okra (*Abelmoschus esculentus*) as adjuvant flocculation in wastewater and industrial wastewater. The moringa's seeds shelled and ground were added to the wastewater in the following concentrations: (4.0, 5.0, 6.0, 7.0, 8.0, and 9.0 (g L<sup>-1</sup>)) and thereafter, at the same concentrations were added 0.5 grams of powdered of okra. Tests for coagulation / flocculation, sedimentation and decantation were carried out in bench through Jar Test. After testing the jars' device was turned off and the sample remained at rest for a period of 40 minutes. Furthermore, were performed physicochemical analyzes for pH and turbidity for all samples. There were performed DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> and DQO tests for the raw wastewater and treated. The experiment was conducted using a completely randomized design (CRD) in a 2x6 factorial design. A total of three (03) repetitions, totaling thirty-six (36) plots. It was found that treatment: "moringa together with okra" provided better results as the density of the flakes, time of coagulation, sedimentation and significantly decrease in the turbidity. For the effluent treated with moringa and okra, was obtained 84.14% efficiency for DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> and 84.54% for DQO. These values are within the parameters of effluent discharges into waters Class II.

Keywords: Wastewater, natural polymers, environmental sustainability.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Página</b>		
<b>FIGURA 1</b>	Distribuição dos sólidos (Fonte: Von Sperling 2005)	<b>19</b>
<b>FIGURA 2</b>	Metabolismo de microrganismos heterotróficos (Fonte: CETESB, 2009).	<b>26</b>
<b>FIGURA 3</b>	Esquema usual de ETE Fonte: (Von Sperling1996)	<b>31</b>
<b>FIGURA 4</b>	Porcentagem de amônia livre em função do pH, para diferentes	<b>34</b>
<b>FIGURA 5</b>	Configuração esquemática da dupla camada elétrica.Fonte: ( Libânio 2005)	<b>40</b>
<b>FIGURA 6</b>	Representação das camadas no colóide. Fonte (Ravina, 1993)	<b>40</b>
<b>FIGURA 7</b>	Coagulação de partículas por neutralização de cargas. Fonte (Kemira 2003)	<b>43</b>
<b>FIGURA 8</b>	Folhas e flores <i>Moringa oleífera</i> Fonte: (Luz 2009)	<b>47</b>
<b>FIGURA 9</b>	Vagens <i>Moringa oleífera</i> Fonte: (Luz 2009)	<b>47</b>
<b>FIGURA 10</b>	Semente da <i>Moringa oleífera</i> Fonte: (Luz 2009)	<b>47</b>
<b>FIGURA 11</b>	Estrutura molecular do glucosinolato presente na semente de <i>Moringa</i>	<b>50</b>
<b>FIGURA 12</b>	Tanque de Equalização	<b>51</b>
<b>FIGURA 13</b>	Testes de coagulação/floculação	<b>52</b>
<b>FIGURA 14</b>	Análises de pH e Turbidez	<b>53</b>
<b>FIGURA 15</b>	Efluente Bruto	<b>54</b>

<b>FIGURA 16</b>	Tanque lodo ativado	<b>54</b>
<b>FIGURA 17</b>	Reatores RAFA	<b>54</b>
<b>FIGURA 18</b>	Efluente bruto antes do tratamento	<b>60</b>
<b>FIGURA 19</b>	Amostra 7g de Moringa + quiabo	<b>62</b>

## LISTA DE TABELAS

		<b>Página</b>
<b>TABELA 1</b>	Concentrações DBO para diferentes tipos de efluentes (BRAILE <i>et. al.</i> 1993)	Fonte: 28
<b>TABELA 2</b>	Parâmetros de lançamento de efluente	30
<b>TABELA 3</b>	Composição química das sementes de Moringa	50
<b>TABELA 4</b>	Valores de pH, DBO <sup>20</sup> <sub>5</sub> , DQO e Turbidez do efluente bruto proveniente de esgoto sanitário	56
<b>TABELA 5</b>	Avaliação do tempo de coagulação sob concentrações de moringa e moringa mais quiabo	57
<b>TABELA 6</b>	Variação do pH em relação às concentrações de moringa e moringa mais quiabo	59
<b>TABELA 7</b>	Valores médios de Turbidez para os tratamentos Moringa Pura e Moringa+Quiabo	60
<b>TABELA 8</b>	Médias dos valores de turbidez para todas as concentrações de Moringa Pura (P) e Moringa mais quiabo (PQ)	61
<b>TABELA 9</b>	Valores de DBO, DQO, Turbidez e pH do efluente sanitário antes e após tratamento com sementes de moringa e pó de quiabo	62

## SUMÁRIO

	<b>Página</b>
<b>RESUMO</b>	
<b>ABSTRACT</b>	
<b>LISTA DE ILUSTRAÇÕES</b>	
<b>1. INTRODUÇÃO</b>	<b>16</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO</b>	<b>18</b>
<b>2.1 Efluentes Sanitários</b>	<b>18</b>
<b>2.2 Características do esgoto</b>	<b>18</b>
2.2.1 Características físicas	20
2.2.1.1 Matéria sólida total	20
2.2.1.2 Temperatura	21
2.2.1.3 Cor e odor	21
2.2.1.4 Turbidez	22
2.2.2 Características químicas	22
2.2.2.1 Substâncias orgânicas	22
2.2.2.1.1 Proteínas	23
2.2.2.1.2 Carboidratos	23
2.2.2.1.3 Gordura	23
2.2.2.1.4 Detergente	23
2.2.2.2 Substâncias Inorgânicas	24
2.2.2.3 pH	24
2.2.2.4 Parâmetros biológicos	25
<b>2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)</b>	<b>25</b>
<b>2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)</b>	<b>28</b>
<b>2.5 Legislação Ambiental</b>	<b>29</b>

<b>2.6</b>	<b>Tratamento de efluentes sanitários</b>	<b>30</b>
2.6.1	Processos tecnológicos de tratamento de efluentes sanitários	32
2.6.1.1	Processos físico-químicos	33
2.6.1.2	Processos Biológicos	35
<b>2.7</b>	<b>Processos de Coagulação e Floculação</b>	<b>36</b>
2.7.1	Histórico	37
2.7.2	Definições	35
2.7.2.1	Fenômenos Químicos	38
2.7.2.2	Fenômenos Físicos:	38
2.7.2.3	Interações entre partículas coloidais	38
2.7.2.4	Mecanismos de coagulação	41
a)	Compressão da camada difusa	41
b)	Adsorção e neutralização de cargas	42
c)	Varredura	43
d)	Formação de pontes	43
<b>2.7.3</b>	<b>Polímeros Naturais</b>	<b>44</b>
<b>2.7.4</b>	<b>Quiabo</b>	<b>46</b>
<b>2.8</b>	<b><i>Moringa oleífera</i> Lam</b>	<b>46</b>
2.8.1	Características e utilização da <i>Moringa oleífera</i>	48
2.8.2	Aspectos coagulantes da semente	49
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>51</b>
<b>3.1</b>	<b>Descrição</b>	<b>51</b>
<b>3.2</b>	<b>Aquisição dos produtos naturais</b>	<b>52</b>
<b>3.3</b>	<b>Ensaio</b>	<b>52</b>
<b>3.4</b>	<b>Tratamentos</b>	<b>53</b>
<b>3.5</b>	<b>Caracterização do Efluente</b>	<b>54</b>
<b>3.6</b>	<b>Análises Estatísticas</b>	<b>55</b>
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>56</b>
<b>4.1</b>	<b>Tempo de Coagulação</b>	<b>57</b>
<b>4.2</b>	<b>pH</b>	<b>58</b>

<b>4.3</b>	<b>Turbidez</b>	<b>60</b>
<b>4.4</b>	<b>Análises físico-químicas do sobrenadante</b>	<b>62</b>
<b>4.5</b>	<b>Produtos naturais e a agricultura familiar</b>	<b>64</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES</b>	<b>65</b>
<b>6</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>66</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Em um sistema de esgotamento sanitário, os efluentes são destinados, direta ou indiretamente, para corpos d'água receptores, formados por um conjunto de águas superficiais ou de subsolo.

Os efluentes sanitários apresentam grande ameaça ao meio ambiente, quando lançados inadequadamente em corpos hídricos, entretanto podem ser tratados e reutilizados sem ocasionar riscos ambientais e de transmissão patogênica.

Pesquisas demonstram que a prática da utilização de águas residuárias tratadas na agricultura apresenta diversas vantagens, dentre elas, a economia de água, de fertilizante mineral e ainda evita a contaminação orgânica e microbiológica do meio ambiente.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA nº 357 de 2005, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Consta nesta Resolução que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

Estudos pertinentes ao saneamento ambiental e às tecnologias de tratamentos de efluentes destacam que as águas podem apresentar uma grande quantidade de impurezas suspensas, dentre elas, as partículas coloidais, substâncias orgânicas e inorgânicas e substâncias húmicas. Dependendo de suas características físico-químicas, estas substâncias podem ter carga superficial negativa ou positiva, fazendo com que a repulsão eletrostática não permita que elas se aproximem, ficando em suspensão e aumentando a turbidez e cor da água.

Em processos tecnológicos de tratamento de efluentes, utilizam-se os métodos de coagulação e floculação das partículas coloidais que resultam na clarificação e redução da turbidez das águas. É comum a utilização de sais de Ferro e Alumínio em Estações de Tratamento, contudo, os resíduos gerados comprometem o lodo residual em quantidade e caracterização química.

Neste sentido, uma das alternativas naturais que vêm sendo estudada para o tratamento de águas e tratamento de efluentes é o uso da semente da *Moringa oleifera* como coagulante natural e o polímero do quiabo (*Abelmoschus esculentos*) como coadjuvante de floculação.

As descobertas recentes do uso de sementes trituradas de *Moringa* para a clarificação de água adquirem grande importância, se considerada a possibilidade do uso do agente coagulante como alternativa de baixo custo em relação ao tratamento químico convencional, não obstante, a utilização do polímero do quiabo como coadjuvante proporciona um melhor resultado no processo de floculação, com flocos mais resistentes às forças de cisalhamento.

A busca por coagulantes e floculantes naturais que apresentem características de redução de poluentes de águas residuárias permite que pesquisas se tornem promissoras e viáveis para métodos alternativos de tratamento de efluentes sanitários e industriais.

Objetivou-se com esta pesquisa, avaliar a eficácia da semente de *Moringa oleifera* como coagulante natural e o polímero do quiabo *Abelmoschus esculentus* como coadjuvante de floculação em água residuária de efluente sanitário.

## **2 REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 Efluentes Sanitários**

Conforme preconizado pela NBR 9648 (ABNT, 1986), efluente sanitário é caracterizado pelo despejo líquido constituído de esgotos doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária.

O esgoto doméstico, conforme mencionado por Von Sperling (1996) é proveniente das residências, do comércio e das repartições públicas. A taxa de retorno é de 80 % da vazão da água distribuída. Em contra partida, as águas de infiltração são as que penetram na rede coletora de esgoto por meio de juntas defeituosas das tubulações, paredes de poços de visita, entre outros.

A taxa de infiltração depende muito das juntas das tubulações, do tipo de elementos de inspeção, do tipo de solo e da posição do lençol freático. Os valores médios são de 0,3 a 0,5 L s<sup>-1</sup>.km ( SPERLING, 1996).

Os despejos industriais são efluentes de indústrias que, devido às características favoráveis, são admitidos na rede de esgoto. Os esgotos industriais ocorrem em pontos específicos da rede coletora e suas características dependem da indústria, segundo o mesmo autor.

Segundo Sperling (2005), a aplicação de águas tratadas no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma opção factível para aumentar a disponibilidade de água, estando os maiores benefícios deste reuso associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública.

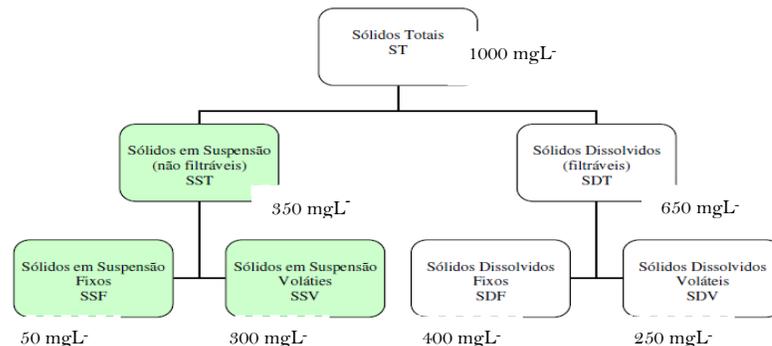
Dessa forma e conforme o mesmo autor, o desenvolvimento de tecnologias que visem promover o aumento da produtividade agrícola sem graves danos ambientais, a curto e longo prazo, consiste em uma alternativa que favorece o desenvolvimento local sustentável.

### **2.2 Características do esgoto**

O termo esgoto é utilizado para definir, tanto a tubulação condutora das águas servidas de uma comunidade, como também o próprio líquido que flui por estas canalizações. Entretanto, os termos atualmente utilizados para denominar os despejos provenientes das diversas modalidades do uso e da origem das águas são resíduos

líquidos, águas residuárias ou efluentes, sendo efluentes domésticos, industriais ou sanitários (HESPANHOL, 1999). Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos totais. A presença de resíduos sólidos nas águas, principalmente aqueles resíduos presentes no esgoto sanitário, leva a um aumento da turbidez, influenciando diretamente na entrada de luz e diminuindo o valor de saturação do oxigênio dissolvido (VON SPERLING, 2005).

A Figura 1 representa a distribuição de sólidos nos esgotos sanitários, sendo que os sólidos fixos ou inertes representam uma estimativa da matéria inorgânica ou mineral, e os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica.



**Figura 1-** Distribuição dos sólidos (Fonte: Von Sperling 2005)

Von Sperling (2005) descreve que a distribuição de Sólidos Totais (ST) em um efluente, normalmente pode ser representada em quantidades superiores para os Sólidos Dissolvidos (SD) e concentrações menores para os sólidos não filtráveis, entretanto, os resultados das análises para Sólidos Totais (ST) e Sólidos Dissolvidos (SD) poderão ser diferentes conforme a caracterização das águas residuárias.

Para Giordano (2003), as características dos efluentes industriais são inerentes a composição das matérias primas, das águas de abastecimento e do processo industrial. A concentração dos poluentes nos efluentes é função das perdas no processo ou pelo consumo de água.

As águas residuárias geradas pelas indústrias geralmente são tratadas por meio de processos físico-químicos e biológicos convencionais. A tecnologia aplicada é composta por processos químicos de coagulação e floculação, processos físicos como sedimentação e decantação e processos biológicos caracterizados por lodos ativados aerobiamente, os quais apresentam bons resultados na redução de matéria carbonácea, porém, tem como inconveniência a geração de lodos tecnológicos e pouca redução de cor e turbidez (SILVA, 2004).

A qualidade da água é um aspecto que assegura determinado uso ou conjunto de usos. É representada por características, geralmente mensuráveis, de natureza física, química e biológica. Essas características que são critérios ou recomendações de qualidade, mantidas dentro de certos limites, possibilitam determinado uso (DERISIO, 2000).

### **2.2.1 Características físicas**

As características físicas do esgoto podem ser interpretadas pela obtenção das grandezas correspondentes às seguintes determinações: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez.

Das características físicas, como cita Jordão (1995), o teor de matéria sólida é o de maior importância, em termos de dimensionamento e controle de operações das unidades de tratamento. A remoção da matéria sólida é fonte de uma série de operações unitárias de tratamento, ainda que represente apenas 0,1 % dos esgotos (JORDÃO, 1995).

#### **2.2.1.1 Matéria sólida total**

A matéria sólida total do esgoto pode ser definida, conforme mencionado por Jordão (1995), como a matéria que permanece em forma resíduo após evaporação a 103°C. Se este resíduo é calcinado a 600°C, as substâncias orgânicas se volatilizam, e as minerais permanecem em forma de cinza, compõe-se, assim, a matéria sólida volátil (sólidos voláteis) e a matéria fixa (sólidos fixos). O conhecimento da fração de sólidos voláteis apresenta particular interesse nas análises dos lodos de esgotos para a identificação da estabilidade biológica, e nos processos de lodos ativados, para a quantificação de matéria orgânica presente no processo.

A matéria em suspensão, para efeito de controle da operação de sedimentação, costuma ser classificada em sedimentável, aquela que sedimenta num período razoável de tempo, tomado arbitrariamente em 1 ou 2 horas e não sedimentáveis, finamente dividida e que não sedimenta no tempo arbitrário de 2 horas. Em termos práticos, a matéria não sedimentável só será removida por processos de oxidação biológica e de coagulação seguida de sedimentação (DERISIO, 2000).

Define-se ainda como matéria decantável (sólidos decantáveis) a fração que se sedimenta num recipiente apropriado de 1 Litro, cone *IMHOFF*, após o tempo arbitrário

de 1 hora; a quantidade de matéria decantável é uma indicação da quantidade de lodo que poderá ser removida por sedimentação nos decantadores (JORDÃO, 1995).

### **2.2.1.2 Temperatura**

A temperatura dos efluentes é, em geral, pouco superior à das águas de abastecimento em função da contribuição de despejos domésticos que tiveram as águas aquecidas. Pode, no entanto, apresentar valores reais elevados pela contribuição de despejos industriais (JORDÃO, 1995).

Normalmente, a temperatura nos esgotos está acima da temperatura do ar, à exceção dos meses mais quentes do verão, sendo típica a faixa de 20 a 25°C.

Em relação aos processos de tratamento, sua influência se dá praticamente nas operações de natureza biológica, pois a velocidade de decomposição dos esgotos aumenta com a temperatura, sendo a faixa ideal para a atividade biológica 25 a 35°C, sendo ainda 15°C a temperatura, abaixo da qual, as bactérias formadoras do metano se tornam inativas na digestão anaeróbia; nos processos de transferência de oxigênio a solubilidade do oxigênio é menor em temperatura mais elevadas; e, nas operações em que ocorre o fenômeno da sedimentação, o aumento da temperatura faz diminuir a viscosidade, melhorando as condições de sedimentação (JORDÃO, 1995).

Para Richter e Netto (1991) o fator temperatura é importante, pois pode influenciar em outras características do efluente acelerando reações químicas, reduzindo a solubilidade dos gases, acentuando a sensação de sabor e odor e alterando o pH do meio.

### **2.2.1.3 Cor e odor**

Conforme os dados apresentados pela FUNASA (2006), a cor das águas é proveniente da matéria orgânica como substâncias húmicas e taninos, de resíduos industriais coloridos e de metais como ferro e manganês.

Richter e Netto (1991) contribuem e citam que o sabor e odor são considerados em conjunto, visto que, geralmente, a sensação de sabor origina-se do odor, parâmetro não sugerido para efluentes. Segundo os autores, são indicadores difíceis de serem avaliadas por serem sensações subjetivas, causadas por impurezas orgânicas como

fenóis e clorofenóis, resíduos industriais, gases dissolvidos, sólidos totais em concentração elevada, entre outros.

Em decorrência do processo de decomposição dos esgotos, alguns odores característicos podem ser gerados. Jordão e Pessoa (1995) caracterizam os odores mais frequentes provenientes dos estágios de decomposição. Para os autores, a intensidade do odor reflete o estágio de decomposição da matéria orgânica, bem como, a relação entre a idade do lodo e liberação de gases, principalmente o gás sulfídrico.

Conforme os mesmos autores, odores razoavelmente suportáveis são típicos de esgotos frescos; já os odores insuportáveis são indicadores de esgotos velhos ou sépticos com liberação de gases, principalmente o gás sulfídrico.

#### **2.2.1.4 Turbidez**

A turbidez representa o grau de interferência da passagem da luz através da água que fica com aparência turva, podendo reduzir a penetração da luz e prejudicar a fotossíntese.

Os principais responsáveis pela turbidez são os sólidos em suspensão que podem ser oriundos de rochas, argila, silte, algas e microrganismos, e estes, por sua vez, oriundos de despejos domésticos, industriais e erosão. Os sólidos de origem natural não apresentam riscos potenciais diretos, porém podem abrigar microrganismos patogênicos; os de origem antropogênica podem estar associados a compostos tóxicos e organismos patogênicos (SPERLING, 2005).

#### **2.2.2 Características químicas**

A composição química das diversas substâncias presentes nos efluentes é extremamente variável, dependendo da caracterização das águas residuárias, hábitos da população e diversos outros fatores. Esta variação vem sendo verificada devido à utilização de modernos produtos químicos de limpeza empregados nas residências e águas de lavagem. O grau de complexidade da composição química de tais substâncias vem aumentando significativamente, sendo exemplo notório a presença de detergentes em concentrações cada vez maiores, bem como alguns inseticidas e bactericidas, que já merecem estudos específicos de região para região (ROQUE, 1997).

A origem dos esgotos permite classificar as características químicas em dois grandes grupos: o da matéria orgânica e o da matéria inorgânica.

### **2.2.2.1 Substâncias orgânicas**

Os grupos de substâncias orgânicas nos esgotos são constituídos principalmente por compostos de proteínas (40 a 60%), carboidratos (25 a 50%), gordura e óleos (10%), uréia, surfactantes, fenóis e pesticidas (JORDÃO E PESSOA, 1995).

#### **2.2.2.1.1 Proteínas**

As proteínas são produtoras de nitrogênio e contém carbono, hidrogênio, oxigênio, algumas vezes fósforo, enxofre e ferro, é o principal constituinte do organismo animal, mas ocorrem também em plantas. O gás sulfídrico, presente nos esgotos, é proveniente do enxofre fornecido pelas proteínas (JORDÃO E PESSOA, 1995).

#### **2.2.2.1.2 Carboidratos**

Segundo Silva (2004), os carboidratos contém carbono, hidrogênio e oxigênio e são as primeiras substâncias a serem atacadas pelas bactérias. Estão presentes principalmente nos açúcares, amido e celulose. A degradação bacteriana nos carboidratos produz ácidos orgânicos, que podem gerar aumento na acidez do esgoto.

#### **2.2.2.1.3 Gordura**

Segundo os dados fornecidos pela FUNASA (2004), também designados como matéria graxa, as gorduras e os óleos se encontram presentes nos despejos domésticos e sua origem, em geral, dá-se pelo uso de manteiga, de óleos vegetais, de carnes, dentre outros. Além disso, podem estar presentes nos despejos produtos não tão comuns, como querosene e óleos provenientes de garagens, que são indesejáveis em um sistema de tratamento de esgotos, pois formam uma camada de espuma e podem vir a entupir os filtros, além de prejudicar a vida biológica.

#### **2.2.2.1.4 Detergente**

Analicamente, detergentes ou surfactantes são definidos como compostos que reagem com o azul de metileno sob certas condições específicas. Estes compostos são designados substâncias ativas ao azul de metileno (MBAS – *Metilene Blue Active Substances*) e suas concentrações são relativas ao Sulfonato de Alquil Benzeno Linear (LAS) que é utilizado como padrão na análise (BARDI, 2002).

Os surfactantes são constituídos por moléculas orgânicas com a propriedade de formar espuma no corpo receptor ou na estação de tratamento em que o esgoto é lançado. Tendem a se agregar à interface ar-água e, nas unidades de aeração, aderem

à superfície das bolhas de ar, formando uma espuma muito estável e difícil de ser quebrada (NUVOLARI, 2003).

Os sulfonatos de Alquil Benzeno de cadeia linear (LAS) têm substituído, progressivamente, os Sulfonatos de Aquil Benzeno de cadeia ramificada (ABS), por serem considerados biodegradáveis. No Brasil, esta substituição ocorreu a partir do início da década de 80 e, embora tenham sido desenvolvidos testes padrão de biodegradabilidade, este efeito não é ainda conhecido de forma segura. Os testes de toxicidade têm sido melhor desenvolvidos e há certa tendência a serem mais utilizados nos programas de controle de poluição (CETESB, 2010).

Infelizmente, os dados constatados em pesquisas realizadas pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (2011) sobre poluição dos rios em função dos surfactantes não são promissores. Um dos casos mais críticos de formação de espumas ocorre no Município de Pirapora do Bom Jesus, no Estado de São Paulo. O município está localizado às margens do Rio Tietê, à jusante da Região Metropolitana de São Paulo, recebendo seus esgotos, em grande parte, sem tratamento.

Conforme os dados, a existência de corredeiras leva ao desprendimento de espumas que formam continuamente camadas de pelo menos 50 cm sobre o leito do rio. Sob a ação dos ventos, a espuma espalha-se, contribuindo para possíveis contaminações do solo e plantas.

### **2.2.2.2 Substâncias Inorgânicas**

Silva (2004) relatou que a matéria inorgânica existente nos esgotos é constituída, em geral, de areia e outras substâncias minerais, dissolvidas provenientes de águas de lavagens. Não é usual a remoção deste tipo de material, que pouco influenciará em um sistema de tratamento de esgotos pelo fato de ser um material inerte. Entretanto, deve-se estar atento às possibilidades de entupimento e saturação de filtros e tanques, quando há grande quantidade deste material.

### **2.2.2.3 pH**

Potencial Hidrogeniônico ou pH, representa a concentração de íons de hidrogênio  $H^+$ , dando a indicação de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. É alterado por sólidos e gases dissolvidos, provenientes de dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, fotossíntese, despejos domésticos ou despejos industriais (SPERLING, 2005).

Por influenciar diretamente no equilíbrio químico que ocorre naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental, não obstante, o monitoramento em estações de tratamento permite uma melhor caracterização do efluente tratado e seus padrões aceitáveis para o lançamento em corpos hídricos (BARDI, 2002).

Conforme dados obtidos por Bardi (2002), a influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente, devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies.

Também o efeito indireto é relevante, podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos traços. Outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, conforme preconizado pela Resolução CONAMA N° 357 de 2005 e Normativa COPAM CERH- MG N°01 de 2008 . Os critérios de proteção à vida aquática e lançamento de efluentes são fixados pelas duas legislações entre 6 e 9.

#### **2.2.2.4 Parâmetros biológicos**

Conforme citado por Nuvolari (2003), os microrganismos mais importantes presentes nos efluentes sanitários são as bactérias, os fungos, os protozoários, vírus e as algas.

Silva (2004) descreveu que o crescimento acelerado de algas em função do excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo, presente principalmente em despejos domésticos e agrícolas, implica eutrofização dos corpos d' água e coloca em risco a vida aquática.

Em estudos realizados por Silva (2004), constatou-se que em um sistema de tratamento de águas residuárias, os protozoários alimentam-se de bactérias dispersas no decantador secundário, o que se torna uma vantagem, uma vez que bactérias dispersas, não aderentes ao floco biológico, não sedimentam e acabam sendo liberadas com o efluente tratado. O autor ressalta que a morte desses microrganismos pode ser um indicador da ocorrência de produtos tóxicos no efluente.

### **2.3 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)**

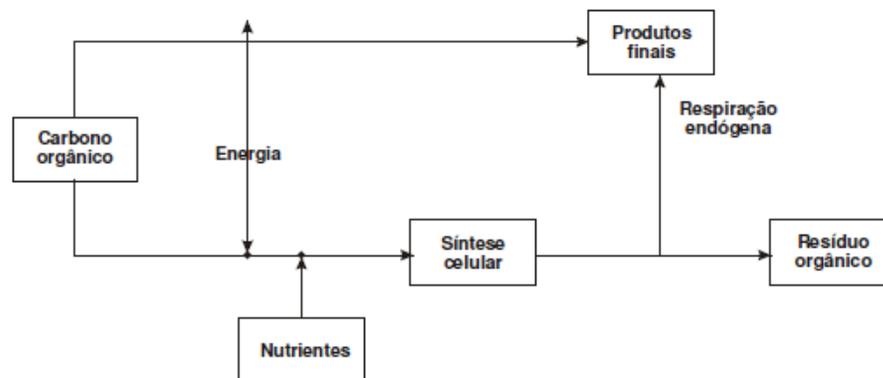
O gerenciamento da qualidade dos efluentes exige que sejam estabelecidas formas de acompanhamento da variação de indicadores da qualidade, permitindo avaliar as condições de poluição e alteração de um corpo hídrico (BRANCO,1991).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio ou *Biochemical Oxygen Demand* é um dos parâmetros mais utilizados no que se refere ao tratamento de esgotos. Segundo Netto *et al.* (1977), a DBO mede a quantidade de matéria orgânica oxidável pela ação de bactérias. Macintyre (1996) caracteriza a DBO como avidéz de oxigênio para atender ao metabolismo das bactérias e a transformação da matéria orgânica.

Análiticamente, as duas definições, aparentemente distintas, apresentam o mesmo significado. A DBO é utilizada para indicar o grau de poluição de um esgoto, ou seja, um índice de concentração de matéria orgânica por uma unidade de volume de água residuária. A medição da DBO é padronizada, segundo Jordão e Pessoa (1995) pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* que adota tempo de 5 (cinco) dias e uma temperatura padrão de 20°C. Vale ressaltar que a DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> não representa a demanda total de oxigênio, pois a mesma ocorre em período muito superior (SILVA, 2004).

Netto *et al.*, (1977) relataram que a DBO Total (DBO T) é igual a 1,46 x DBO5 a 20°C. A DBO5 a 20°C, chamada simplificada em alguns casos de DBO, varia no esgoto doméstico bruto, segundo Jordão e Pessoa (1995) e Macintyre (1996), entre 100 e 300 mg L<sup>-1</sup>. Já Netto *et al.*,(1977) afirmaram que, para o esgoto sanitário, a média atinge 300 mg L<sup>-1</sup>.

Está representado, na figura 2, o fenômeno da degradação biológica de compostos que ocorre nas águas naturais e em estações de tratamentos, sob condições controladas e, particularmente, durante a análise da DBO.



**Figura 2** - Metabolismo de microrganismos heterotróficos

(Fonte: CETESB, 2009).

A figura representa, conforme APHA 2005, o metabolismo dos microrganismos heterotróficos, em que os compostos orgânicos biodegradáveis são transformados em produtos finais estáveis ou mineralizados, tais como água, gás carbônico, sulfatos, fosfatos, amônia, e nitratos.

Conforme a metodologia aplicada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, no processo de degradação biológica há consumo de oxigênio da água e liberação da energia contida nas ligações químicas das moléculas decompostas. Os microrganismos desempenham este importante papel no tratamento de esgotos, pois necessitam desta energia liberada, além de outros nutrientes para exercer suas funções celulares, em especial a quimiossíntese.

Em termos de concentrações, a carga de  $\text{DBO}_5^{20}$  expressa em  $(\text{kg dia}^{-1})$  é um parâmetro fundamental na concepção de projetos de estações de tratamentos físico-químicas e biológicas de esgotos, pois dela resultam as principais características do sistema de tratamento, como área de instalação, volumes dos tanques de equalização, equipamentos e potência do conjunto físico (CETESB, 2010).

A carga de DBO é o produto da vazão  $Q$  na concentração  $(\text{m}^3 \text{s}^{-1})$  do efluente pela concentração  $(\text{mg L}^{-1})$  de DBO. Braile e Cavalcanti (1993) citam como exemplo, em uma indústria já existente, em que se pretenda instalar um sistema de tratamento, pode-se estabelecer um programa de medições de vazão e de análises de DBO para a obtenção da carga. O mesmo pode ser feito em um sistema de esgotos sanitários já implantados.

Na impossibilidade, costuma-se recorrer, conforme os dados da CETESB (2010), a valores unitários estimativos. No caso de esgotos sanitários, é tradicional no Brasil a adoção de uma contribuição per capita de  $\text{DBO}_5^{20}$  de  $54 (\text{g.hab}^{-1} \text{ dia}^{-1})$ , entretanto, há a necessidade de melhor definição deste parâmetro por meio de determinações de cargas de  $\text{DBO}_5^{20}$  em bacias de esgotamento com população conhecida.

No caso dos efluentes industriais, são estabelecidas contribuições unitárias de  $\text{DBO}_5^{20}$  em função de unidades de massa ou de volume de produto processado.

Na Tabela 1 estão apresentados valores típicos de concentrações e contribuição unitária de  $\text{DBO}_5^{20}$  para diferentes tipos de efluentes.

**TABELA 1-** Concentrações DBO para diferentes tipos de efluentes

Tipo do Efluente	Concentração de l (mg L <sup>-1</sup> )		Contribuição de DBO (kg dia <sup>-1</sup> )	
	Faixa	Valor típico	Faixa	Valor típico
Esgoto sanitário	110-4	220	...	54 g hab dia
Celulose branqueada		300	29,2 a 42,7 kg t	
Têxtil	250-6			
Laticínio	1000-1		1,5 -1,8 kg m <sup>3</sup> leite	
Abatedouro bovino		1125		6,3 kg/1000 kg peso vivo
Curtume –cromo		2500		88kg t pele salgada
Cervejaria	1611-1	1718		10,4 kg m <sup>3</sup> cerveja
Refrigerante	940-1	1188		4,8 kg m <sup>3</sup> refrigerante
Açúcar e álcool		25000		

Fonte: ( BRAILE *et. al.* 1993)

## 2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio ou *Chemical Oxygen Demand* é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica de uma amostra, por meio de um agente químico como o Dicromato de Potássio em solução ácida. Os valores da DQO, normalmente, são maiores que os da DBO<sub>5</sub><sup>20</sup>, sendo o teste realizado em um prazo menor. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água deve-se principalmente a despejos de origem industrial. A medição da DQO é padronizada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (NETTO, 1977).

De acordo com Silva (2004), a DQO leva em consideração qualquer fonte que necessite de oxigênio, seja esta mineral ou orgânica. Já a DBO considera somente a demanda da parte orgânica. Quando se trata de esgotos domésticos, a consideração pertinente fica ao redor da DBO, pois os esgotos domésticos possuem poucos sais minerais solúveis.

É um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, como é descrito pelo APHA (2005), contudo, é

muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos.

Pesquisas realizadas por Aquino *et.al.* (2006) confirmam que o poder de oxidação do Dicromato de Potássio é maior do que o que resulta mediante a ação de microrganismos, exceto raríssimos casos como hidrocarbonetos aromáticos e piridina. Desta forma, os resultados da DQO de uma amostra são superiores aos de DBO. Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO, mais biodegradável será o efluente (CETESB, 2010).

É comum aplicar-se tratamentos biológicos para efluentes com relações DQO/DBO<sup>20</sup><sub>5</sub> de 3/1, por exemplo. Mas, valores muito elevados desta relação indicam grandes possibilidades de insucesso, uma vez que a fração biodegradável torna-se pequena, tendo-se ainda o tratamento biológico prejudicado pelo efeito tóxico sobre os microrganismos exercido pela fração não biodegradável (VON SPERLING, 1996).

Para o mesmo autor, as principais vantagens do teste de DQO em relação ao da DBO<sup>20</sup><sub>5</sub> estão relacionadas à rapidez, cerca de duas a três horas, e o resultado da indicação do oxigênio requerido para a estabilização da matéria orgânica, em contra partida, Silva (2004) descreve como desvantagem a falta de especificação da velocidade com que a biooxidação possa ocorrer.

## **2.5 Legislação Ambiental**

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA nº 357 de 2005, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos. É preconizado pela Resolução, que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos na mesma e em outras normas aplicáveis.

O Conselho de Política Ambiental (COPAM), criado em 1977 como Comissão de Política Ambiental, tem sido o órgão responsável pela formulação e execução da política ambiental em Minas Gerais.

A legislação federal e estadual classificou os seus corpos de água, em função de seus usos preponderantes, tendo sido estabelecidos, para cada classe de água, os padrões de qualidade a serem obedecidos. A maioria dos corpos de água receptores, no Brasil, se enquadra na classe II .

A Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Estão relacionados na Tabela 2, alguns limites estabelecidos de maior interesse para este estudo.

**TABELA 2-** Parâmetros de lançamento de efluentes

Parâmetro	Unidade	Valor Limite	Observações
pH		6,5-8,5	(+/- 0,5)
DBO <sub>5</sub> dias a 20 °C	mg L <sup>-1</sup>	60	Este limite só poderá ser ultrapassado caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora do efluente, em termos de DBO <sub>5</sub> dias a 20 °C do despejo, em, no mínimo 75% e média anual igual ou superior a 85%.
DQO	mg L <sup>-1</sup>	180	Este limite só poderá ser ultrapassado caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzir a carga poluidora do efluente, em termos de DQO do despejo, no mínimo 70% e média anual igual ou superior a 75%.
Sólidos Sedimentáveis	mg L <sup>-1</sup>	1	-
Sólidos Suspensos Totais	mg L <sup>-1</sup>	100	Nos casos de lagoas de estabilização o máximo permitido será de 150 mg/L.

Fonte: (COPAM, 2008).

## 2.6 Tratamento de efluentes sanitários

Geralmente é empregado nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs), para o tratamento de águas residuárias, operações físicas unitárias e processos químicos e biológicos, que são agrupados de forma a compor o sistema, cujo nível de tratamento dependerá do conjunto adotado (PHILIPPI Jr., 2005).

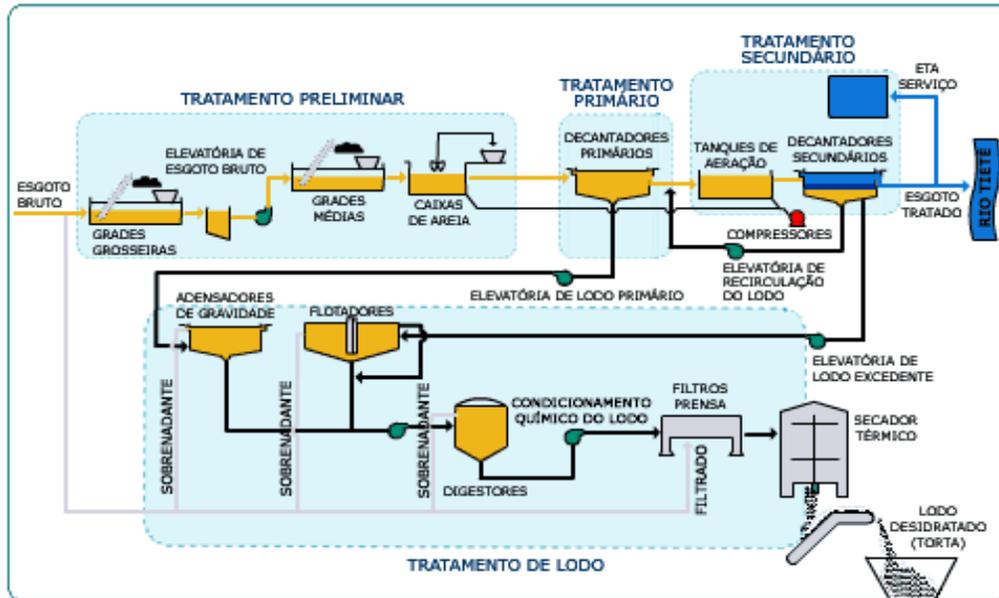
Conforme citado por Henze *et. al.* (1995), operações físicas unitárias são métodos de tratamentos nos quais predominam a aplicação de processos físicos como, gradeamento, aeração, sedimentação, flotação e filtração.

É importante ressaltar, que os tipos de instalações unitárias implantadas nas Estações de Tratamento de Efluentes, são dimensionados conforme a caracterização dos efluentes sanitários, em especial a quantificação industrial, portanto, a sequência das unidades não é padronizada.

Von Sperling (1996) classifica os níveis de tratamento de efluentes, conforme consta a seguir:

- Tratamento preliminar: Processo pelo qual objetiva-se apenas a remoção de sólidos grosseiros.
- Tratamento primário: Visa à remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica com a predominância de mecanismos físicos;
- Tratamento secundário: Em função da caracterização do efluente, o tratamento poderá ser composto de mecanismos biológicos e/ou físico-químicos. Nesta etapa, pretende-se remover a matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Mecanismos como lodo ativado e reatores anaeróbios são muito utilizados como tratamento biológico.
- Tratamento terciário: Tecnologia aplicada para a remoção de poluentes específicos, usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário.

O modelo proposto por Von Sperling (1996) e exemplo atual de muitos projetos de Estações de Tratamento de Efluente, pode ser observado na Figura 03.



**Figura 03** - Esquema usual de ETE

Fonte: (Von Sperling1996)

Embora conste na literatura autores como Metcalf e Eddy (1981), Henze e seus colaboradores (1995), que preconizam a instalação sequencial de unidades físicas unitárias, pode-se citar algumas Estações físico-químicas projetadas para capacidades médias de  $120 \text{ m}^3$  tratamento  $\text{dia}^{-1}$ , que é o caso da ETE especificada nesta pesquisa, atuam em processos físicos de tanques de equalização por batelada intermitente, sendo desnecessária a incorporação de alguns processos unitários, como gradeamento e mistura. Os processos de aerção, flotação, sedimentação e decantação ocorrem em um único tanque.

Este tipo de projeto compacto é de grande interesse para pesquisas tecnológicas concernentes a tratamentos de efluentes, já que, um dos maiores problemas sócio-ambientais atuais é a instalação e dimensionamento de unidades de tratamentos de resíduos líquidos.

### 2.6.2 Processos tecnológicos de tratamento de efluentes sanitários

Levando em consideração a fração de efluente industrial tratado concomitante com os esgotos domésticos, e seu grande potencial poluidor relacionado principalmente com elementos tóxicos, elevada carga orgânica e nitrogênio, faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisas que fomentem a perspectiva dos processos tecnológicos.

Neste contexto, um dos temas da rede de pesquisa PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico em parceria com a FINEP, CNPq e Caixa Econômica Federal, foi buscar processos tecnológicos adequados para o tratamento de efluentes, bem como lixiviados de aterros sanitários que posteriormente poderiam ser aplicados para a realidade brasileira.

Segundo Pacheco e Peralta (2004), as formas de tratamento para efluentes sanitários mais utilizados são baseadas em processos biológicos e físico-químicos. O tratamento biológico pode ser aplicado na forma de processos aeróbios, anaeróbios e facultativos.

Os autores relatam ainda que os tratamentos físico-químicos, por sua vez, podem contemplar os processos de coagulação, floculação, adsorção sedimentação ou de separação por membranas e precipitação química, que apresentam maior eficiência de remoção de compostos recalcitrantes, quando comparados ao tratamento biológico. Entretanto, deve-se considerar que nos processos citados acima as substâncias contaminantes não são degradadas, o que implica a geração de lodos tecnológicos que requerem tratamento e disposição adequada.

O termo recalcitrância está relacionado com a dificuldade ou impossibilidade de degradação de algumas substâncias químicas na natureza.

Na literatura, alguns autores afirmam que a recalcitrância de efluentes provenientes de chorume pode estar associada à presença de compostos de elevada massa molar com estruturas complexas, como é o caso das substâncias húmicas (Kang *et al.*, 2002; Zouboulis *et al.*, 2004; ), que são as principais responsáveis pela conferência de cor em efluentes orgânicos (TATSI *et al.*, 2002; ZOUBOULIS *et al.*, 2003).

#### 2.6.1.1 Processos físico-químicos

Em uma Unidade de Tratamento de Efluentes, os processos físico-químicos podem ser utilizados como pré-tratamento com a finalidade de aumentar a eficiência do tratamento biológico, ou também como pós-tratamento para a remoção complementar de carga orgânica, cor e sólidos em suspensão (TATSI *et al.*, 2003; WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Ao que tange a efluentes sanitários, os processos físico-químicos são utilizados no pré-tratamento para a desestabilização de materiais em suspensão ou dissolvidos,

seguido por aglomeração em grandes flocos, os quais serão separados da água por subsequentes processos de sedimentação e decantação (CHEN *et al.*, 2006).

Contudo, entre outras finalidades, os processos físico-químicos atuam também na remoção de nitrogênio amoniacal, que em elevadas concentrações pode inviabilizar o tratamento biológico (WISZNIOWSKI *et al.*, 2006).

Pesquisas recentes apontam para o processo de *stripping* de amônia para remoção parcial de N-amoniacal.

O processo de *stripping* de amônia, *air stripping* ou arraste pelo ar, é uma tecnologia de tratamento utilizada para remoção de N-amoniacal que consiste na volatilização da amônia livre presente nos efluentes domésticos, industriais e sanitários, por meio do contato com o ar (GOMES, 2009).

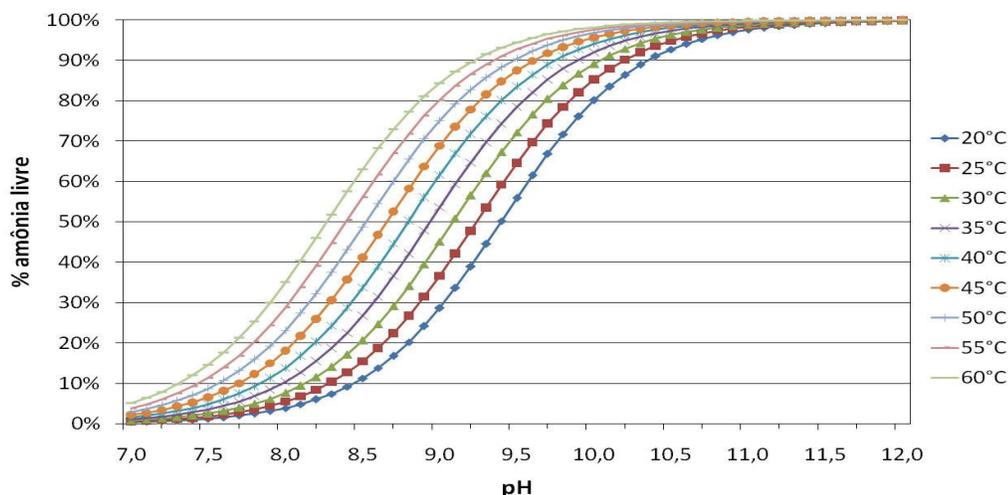
Esse contato do efluente com o ar pode ser otimizado com a implantação de agitadores em tanques de misturas nas Estações de Tratamento. De acordo com Gomes *et al.* (2009), dentre os processos físico-químicos, o que se revelou mais eficaz para a remoção do nitrogênio amoniacal foi o *stripping* de amônia.

Segundo Von Sperling (2005), à medida que a amônia livre é volatilizada, as formas de N-amoniacal entram em um desequilíbrio momentâneo que rapidamente é restabelecido. Desta forma, os íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) liberam íons  $\text{H}^+$  formando novas moléculas de amônia livre. Devido ao sistema de tamponamento bicarbonato-gás carbônico, a liberação de íons  $\text{H}^+$  não gera acidez instantaneamente.

De acordo com Bardi (2000), em soluções aquosas, o N-amoniacal pode ser encontrado na forma de amônia livre, ou também na forma de íons amônio. Fatores como pH e temperatura estão diretamente relacionados ao equilíbrio entre essas formas de N-amoniacal.

A elevação do pH e da temperatura desloca o equilíbrio entre as formas de N-amoniacal, prevalecendo a amônia livre, como é mostrado na Figura 4.

Estudos realizados por Hossaka (2008) comprovam que quanto maior for o pH, maior será o percentual de amônia livre.



**Figura 4** - Porcentagem de amônia livre em função do pH, para diferentes temperaturas.

Fonte: (HOSSAKA 2008)

O processo de *stripping* de amônia é fortemente influenciado pela temperatura. Para Metcalf e Eddy (2003), em climas mais frios, a eficiência do sistema cai significativamente. De acordo com Felix e Cardoso (2004), isso se deve ao fato de que, à medida que a temperatura aumenta, a amônia vai se tornando mais volátil. Segundo os autores, a amônia pode ser facilmente removida da água por meio do processo de fervura.

Calli *et al.* (2005), alcançaram remoção de aproximadamente 94% de N amoniacal, a temperatura de 20°C e pH ajustado para 11 durante 12 horas, utilizando o processo de *stripping* de amônia, com difusores capazes de injetar microbolhas de ar.

Pi *et al.* (2009), em seus estudos, conseguiram 88,6% de remoção de amônia do efluente proveniente de efluente de aterro sanitário, exposto a pH 11 e temperatura de 50°C, durante 18 horas, utilizando processos de *stripping* de amônia por injeção de ar.

Os estudos acima citados demonstram que fatores como temperatura e pH são preponderantes para o desprendimento de amônia livre. Apesar disso, materiais recalcitrantes, como substâncias húmicas presentes nos lixiviados de aterros, interferem no processo de volatilização da amônia em função de temperaturas mais altas ou baixas.

Outra questão relevante que deve ser investigada, principalmente para projetos de tanques de *stripping* de amônia em escala real, é a liberação de amônia na atmosfera e suas possíveis causas sobre o meio ambiente e a saúde humana.

Os processos de Coagulação e Floculação serão apresentados detalhadamente nos próximos itens, como objeto de estudo para o desenvolvimento desta pesquisa.

### 2.6.1.2 Processos Biológicos

Os processos biológicos de tratamento de efluentes consistem na biodegradação da matéria orgânica pela ação de microrganismos. Ocorrem espontaneamente na natureza e, por esta razão, é papel da engenharia otimizar o processo nas estações de tratamento por meio de sistemas e equipamentos que ajam como catalisadores. (FERNANDES *et al*; 2006).

Assim, no caso de efluentes domésticos, o tratamento biológico pode ser realizado pelos sistemas aeróbios, anaeróbios e facultativos, tais como: lodos ativados, lagoas aeradas, filtros biológicos, reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA), lagoas anaeróbias, filtro anaeróbio e lagoas facultativas (MORAES, 2005).

Processos biológicos são mais eficientes quando aplicados a efluentes mais jovens ou frescos e uma maior quantidade de compostos biodegradáveis.

Por outro lado, são menos eficientes no tratamento de efluentes mais antigos que apresentam uma biodegradabilidade menor, ou seja, uma relação DBO/DQO menor que 0,1, e uma maior concentração de compostos recalcitrantes (AMOKRANE *et al*; 1997; KURNIAWAN *et al*; 2006; WISZNIOWSKI *et al*; 2006).

Em contra partida, Spagni e colaboradores (2009) utilizaram um reator anaeróbio em batelada seqüencial, com volume de 24 Litros, para tratar um efluente proveniente de um aterro sanitário da região norte da Itália, com DQO média de 2500 mgL<sup>-1</sup>, N-amoniacoal de 1400 mg L<sup>-1</sup> e relação DBO/DQO de 0,2.

Para auxiliar o processo de desnitrificação, utilizou-se o acetato com fonte externa de carbono. O ciclo completo, incluindo as etapas de aeração, anóxica e sedimentação, teve duração de 24 horas. Os resultados mostraram que foi possível remover 95% do nitrogênio amoniacoal e aproximadamente 20% de DQO.

Chernicharo (2000), em sua coletânea de artigos técnicos desenvolvidos pelo PROSAB, cita a utilização de reatores RAFA seguidos por sistema de flotação com ar dissolvido, estudado em escala piloto pela equipe da EESC-USP e, em escala real, pela PUC-PR, em conjunto com a SANEPAR, que tem um sistema com esta concepção implantado em Campo Largo - PR.

Em Uberlândia-MG, o mesmo sistema foi implantado, composto de reator RAFA seguido de flotação com ar dissolvido (FAD), porém com a câmara de flotação em forma de um canal. O efluente final apresentou resultados de DBO < 30 (mg L<sup>-1</sup>) e redução considerável de fósforo total.

É importante ressaltar que, tanto os processos biológicos aqui descritos, quanto os outros amplamente utilizados para o tratamento de efluentes sanitários, devem ser avaliados em função da biodegradabilidade do efluente e concentrações de compostos recalcitrantes. Nesse sentido, alguns estudos propõem como otimização do processo, a incorporação do tratamento físico-químico como pós tratamento, a fim de obter maior eficiência na remoção de compostos indesejáveis (OZTURK *et al.* 2003; WISZNIOWSKI *et al.* 2006).

## **2.7 Processos de Coagulação e Floculação**

### **2.7.1 Histórico**

A teoria da coagulação iniciou-se em 1917, com a contribuição de von Smoluchowski, que estabeleceu o modelo matemático da aglutinação de partículas, usado por Camp e Stein no estudo sobre os gradientes de velocidade na floculação em 1943 (ABORDELA, 2003).

Segundo o mesmo autor, Baylis e Langelier, entre 1918 e 1920, trabalharam no desenvolvimento do aparelho responsável pela realização da prova de jarros denominada *jar test*, e que ainda se destaca como importante ferramenta para estudos da coagulação e floculação em bancadas de laboratório.

Conforme descrito por Arboleda (2003), os conceitos emitidos por Stumm e Morgan em 1962, La Merem 1963, e por Stumm e O'Melia, em 1968, sobre o caráter químico da coagulação, interpretado como a interação entre os grupos hidroxílicos presentes na superfície dos colóides e os produtos da hidrólise dos coagulantes, direcionaram os trabalhos sobre determinação da mobilidade eletroforética das partículas, ainda que esta técnica seja complementar na interpretação do fenômeno da aglutinação das partículas e na automação da dosagem de coagulantes por meio de equipamentos de potencial de corrente.

Em seus estudos, Lima (2007) cita que a cinética das reações de hidrólise do sulfato de alumínio foi estudada por Hahn e Stummem 1968. Delas se depreendeu a grande importância da mistura rápida, devido à impressionante velocidade com que estas reações se completam. Investigações posteriores devidas a Stenquist e Kaufman em 1972, assim como as de Tekippe e Ham em 1972, ainda citado por Lima (2007), analisaram a velocidade de dispersão dos coagulantes na água e sugeriram métodos mais eficientes de mistura, tais como os difusores em tubos, destacando-se a

importância dos reatores de fluxo de pistão, ao invés dos tanques com agitadores mecânicos convencionais.

Os coagulantes poliméricos, apesar de introduzidos na década de cinquenta do século XX, só se popularizaram nos anos sessenta e, desde a década de setenta, são usados de forma rotineira na maioria das estações da América do Norte e do Canadá.

Outra inovação neste período foi a preferência pelo sulfato de alumínio líquido, ao invés do produto granular, por sua melhor facilidade de manuseio, método que tardou a ocorrer na América Latina, onde se utilizava e ainda se utiliza muito o material granular, exceto em cidades próximas ao centro de produção deste coagulante.

As idéias sobre floculação da água sofreram mudança com os trabalhos de Hudson, em 1966, e Camp, em 1968; ambos demonstraram que tamanho e densidade do floco dependem do gradiente de velocidade introduzido no fluxo e do período da floculação, o que afeta não só a decantação, como também, o processo de filtração da água.

### **2.7.2 Definições**

Di Bernardo e Dantas (2005) relatam que o processo de coagulação é empregado para a remoção de material em suspensão ou coloidal. As partículas coloidais não sedimentam e não podem ser removidas por processos de tratamento físicos convencionais.

Segundo os mesmos autores, os colóides possuem propriedades elétricas que criam uma força de repulsão que impede a aglomeração e a sedimentação das partículas. Nos efluentes industriais, na maioria das vezes, as partículas coloidais possuem carga negativa e, se suas características não forem alteradas, permanecem no meio líquido.

Nesse sentido, para que essas impurezas sejam removidas, há necessidade do emprego de processos físico-químicos por meio da coagulação, floculação e sedimentação.

Lima (2007) sintetiza a definição do processo de coagulação enfatizando a variedade de substâncias encontradas em águas naturais e poluídas, que provocam turbidez e cor, e que não são capazes de sedimentarem naturalmente devido ao tamanho microscópico e da baixa velocidade de sedimentação da matéria orgânica natural. Conforme o mesmo autor, a coagulação pode ser representada por dois fenômenos básicos:

### 2.7.2.1 Fenômenos Químicos:

O fenômeno químico é caracterizado pela reação do coagulante metálico com a água com formação de espécies hidrolisadas com carga positiva, que dependem do pH final da mistura e da concentração do metal, mas que neutralizam e ou adsorvem, assim como formam precipitados que adsorvem os colóides.

A coagulação depende de vários fatores, entre eles, pH, cor, turbidez, temperatura, mobilidade eletroforética, força iônica, sólidos dissolvidos, dimensão e distribuição dos tamanhos das partículas no estado coloidal e em suspensão.

### 2.7.2.2 Fenômenos Físicos:

São representados pelo transporte das espécies hidrolisadas para estabelecer contato com as impurezas presentes na água.

É um processo muito rápido, com duração de 1 a 100 segundos, depende das demais características como pH, temperatura, concentração de coagulante e impurezas, e provoca a redução do potencial zeta dos colóides. Estas etapas são realizadas na mistura rápida, e são denominadas de floculação.

Normalmente, a turbulência responsável por essa homogeneização é aprimorada pelo movimento de pás ou agitadores mecânicos.

### 2.7.2.3 Interações entre partículas coloidais

Conforme citado por Di Bernardo e Dantas (2005), os fatores que contribuem para a predominância da carga negativa na superfície das partículas em suspensão são:

- a. Dissociação de grupos funcionais como carboxilas ou hidroxilas presentes na superfície das partículas;
- b. Imperfeições na estrutura cristalina das argilas minerais ou por efeito das substituições isomórficas, que por sua vez é resultado da substituição do átomo de silício por um átomo de menor valência na mesma estrutura;
- c. Adsorção de íons na superfície das partículas em suspensão por meio da ação das forças de Van der Waals e ligações de hidrogênio.

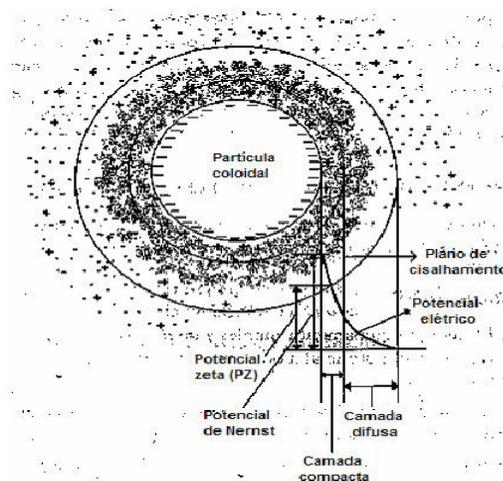
Foi constatado em pesquisas desenvolvidas por Líbanio (2005), que as condições sob as quais a água bruta é coletada proporcionam um sistema bifásico, constituído por partículas coloidais em suspensão e pela própria água. Conforme o

mesmo autor, a aglutinação de íons positivos na superfície das partículas hidrofóbicas é resultado da atuação das forças de repulsão eletrostática e da atração promovida pelas forças de Van der Waals, ou seja, a força natural de atração existente entre duas partículas desencadeada pelo contato entre seus dipolos elétricos. Como resultado, tem-se a formação da camada compacta eletricamente neutra.

Em decorrência aos fenômenos citados, para a predominância da carga negativa na superfície das partículas em suspensão, ocorre o que chamamos de balanço de cargas com íons de carga contrária presentes na água e, por isso, um sistema coloidal não apresenta carga elétrica “líquida”.

Williams (1994), citado por Di Bernardo e Dantas (2005), relata que a carga superficial, juntamente com a movimentação Browniana, conduz à formação da Dupla Camada Elétrica (DCE), formada pelas cargas superficiais e pelo excesso de íons com carga oposta (contra-íons) adsorvidos na partícula, deixando o meio circundante eletricamente neutro e mais adiante da superfície.

O modelo da Dupla Camada Elétrica (DCE) considera a interface como um dispositivo armazenador de carga, análogo a um capacitor de placas paralelas. Um modelo mais realista envolve a divisão da dupla camada em três regiões: Camada Compacta (CC), Stern, e Camada Difusa (CD), conforme mostrado na figura 5 e 6 (Líbânio, 2005).

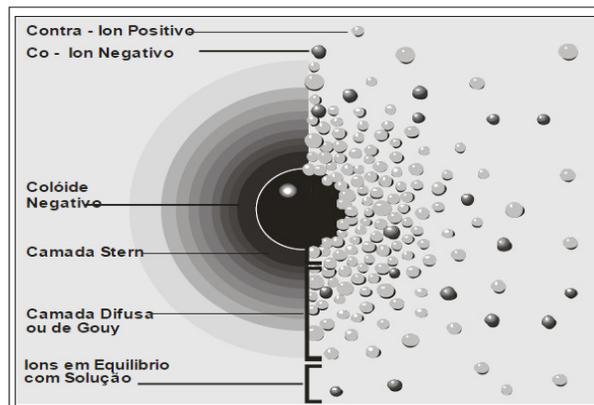


**Figura 5-** Configuração esquemática da dupla camada elétrica.

Fonte: (Libânio 2005).

Sendo negativa a superfície da partícula, há acúmulo de íons positivos na região da interface sólido-líquido. A elevada concentração de íons positivos próximos à superfície do colóide é denominada camada de Stern. No entanto, a atuação das forças

difusivas contribui para a formação de uma nova área denominada camada difusa, formada por íons predominantemente positivos cuja espessura varia segundo a concentração iônica, conforme representado na Figura 6(Líbânio, 2005).



**Figura 6-** Representação das camadas no colóide.

Fonte (Ravina, 1993)

Por conta da atuação da camada difusa, as partículas em suspensão conseguem se manterem afastadas, alcançando a estabilidade estática. O potencial elétrico causado pela presença do colóide na água diminui com a distância, a partir da superfície do mesmo, onde é denominado Potencial de Nernst (PN). (Di Bernardo e Dantas, 2005; Líbano, 2005).

Líbânio (2005) e Di Bernardo e Dantas (2005) afirmam que há uma distância mínima entre a superfície do colóide e os íons de carga contrária, na qual o potencial elétrico decresce linearmente, em seguida, a diminuição resulta exponencial, passando pela fronteira das camadas compacta e difusa, região em que o potencial elétrico é chamado de Potencial Zeta.

#### 2.7.2.4 Mecanismos de coagulação

Muitas são as variáveis que influenciam diretamente no processo de coagulação. Nesse sentido, torna-se necessária uma análise que compreenda as características físico-químicas da água em tratamento.

Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), quando as condições propícias à coagulação são preenchidas a atuação de quatro mecanismos, de forma distinta ou em associação, desencadeia o mecanismo de coagulação propriamente dito, apresentados a seguir:

##### 1. Compressão da camada difusa

Mecanismo caracterizado pela eliminação da estabilidade estática por conta da predominância das forças de Van der Waals, maximizadas pela adição de íons de carga contrária a das partículas coloidais em suspensão na água bruta. Segundo Di Bernardo (1993), a adição desses íons comuta no adensamento da camada difusa e, dessa forma, a influência do potencial zeta é minimizada, resultando na desestabilização do meio.

O adensamento da camada difusa é consequência da atuação de dinâmicas que visam à manutenção da neutralidade da camada, dessa forma ocorre a redução do volume da camada difusa. O autor ainda ressalta dois importantes aspectos nesse mecanismo, sendo que, para ocorrer a coagulação, a quantidade de eletrólitos é praticamente independente da concentração de colóides na água; e para qualquer quantidade adicionada de eletrólitos, é impossível causar a reestabilização das partículas coloidais.

## 2. Adsorção e neutralização de cargas

De acordo com Di Bernardo (2005), a desestabilização das partículas coloidais consiste em interações coagulante-colóide, coagulante-solvente e colóide-solvente e, no caso de espécies hidrolisadas de Al e Fe ou de polímeros sintéticos catiônicos, é comum ocorrer a interação específica entre coagulante-colóide, sendo dominante o fenômeno de adsorção.

Neste tipo de desestabilização, as partículas presentes na água bruta adsorvem, em suas superfícies, produtos de hidrólise do alumínio ou ferro que neutralizam os ânions da superfície dos colóides.

A desestabilização por adsorção ocorre em tempo muito reduzido e, portanto, os íons hidrolisados de alumínio devem estar disponíveis. A mistura rápida deverá ser feita com muita energia e durante tempo curto. Os produtos da hidrólise do alumínio que podem ser adsorvidos ficam na água apenas durante alguns segundos (0,0001 a 1s). Esse tipo de coagulação é recomendado para uma das tecnologias de tratamento com filtração direta. Para Gregory (2001), a desestabilização da partícula coloidal carregada negativamente ocorre devido à adsorção específica de espécies catiônicas da

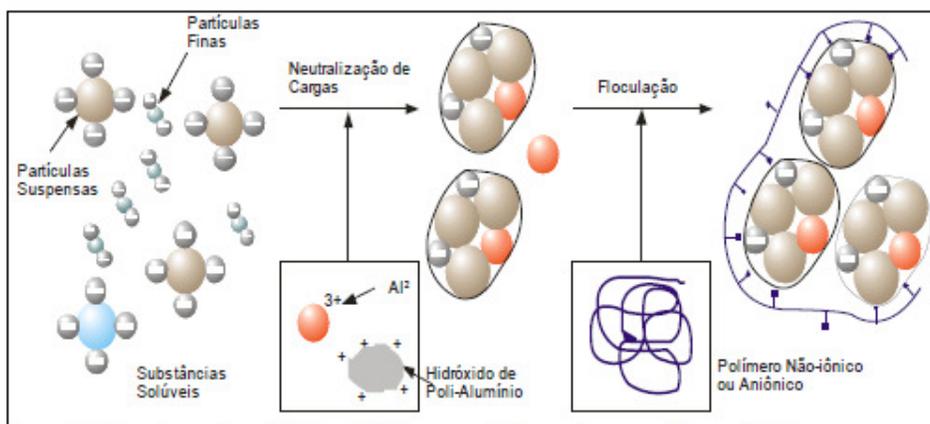
solução. Sendo assim, os produtos da hidrólise dos sais de Al e Fe, que são catiônicos, podem coagular através da neutralização da carga dos colóides.

Quando um coagulante é adicionado à água bruta, ocorre a liberação de cátions metálicos que, por sua vez, desencadeiam uma reação de hidrólise que resulta na produção de espécies hidrolisáveis.

Segundo Odegaard (1979), a dosagem de coagulantes necessária a desestabilização das partículas em suspensão está intrinsecamente ligada à quantidade de colóides presentes na água bruta, ficando evidente a dependência estequiométrica entre dosagem de coagulante e concentração coloidal para a reversão de cargas. Segundo Di Bernardo (2000) e Di Bernardo *et. al.* (2001), as principais diferenças encontradas entre o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas e o de compressão por camada difusa são:

- A desestabilização dos colóides ocorre com dosagens de coagulantes bem menores;
- Nota-se uma estreita relação estequiométrica entre a concentração dos colóides e a quantidade necessária de espécies desestabilizantes por adsorção;
- É possível a reversão de carga superficial das partículas coloidais por meio de superdosagem de espécies adsorvíveis.

A Figura 7 apresenta a coagulação no mecanismo de adsorção e neutralização, onde, inicialmente, o produto da hidrólise do coagulante ( $Al^{3+}$ ) é adsorvido na superfície das partículas coloidais e, na sequência, neutraliza a carga dos colóides negativos.



**Figura 7-** Coagulação de partículas por neutralização de cargas

Fonte (Kemira, 2003)

### 3. Varredura

Esse mecanismo de remoção é capaz de produzir flocos maiores e de melhor decantabilidade, sem envolver a neutralização de cargas. Geralmente a ocorrência da reação está sujeita ao pH e à dosagem de coagulante; a adição desse último resulta na formação de espécies hidrolisadas. Segundo Di Bernardo(1993), é comum a formação de precipitados como  $Al(OH)_3$ ,  $Fe(OH)_3$  entre outros.

A formação dessas espécies ocorre em um curto espaço de tempo (entre 1 a 7 segundos) e, logo em seguida, a formação de precipitados de hidróxidos metálicos efetiva o mecanismo de varredura. Segundo Odegaard (1979), a dosagem ótima de coagulante pode não corresponder à concentração de colóides a ser removida.

### 4. Formação de pontes

Conforme descrito por Odegaard (1979), alguns compostos orgânicos, sintéticos ou naturais, possuem longas cadeias moleculares capazes de atuar como coagulantes, uma vez que suas cadeias apresentam muitos sítios ionizáveis. Tais compostos podem ser classificados segundo os seus sítios ionizáveis, resultando em polímeros catiônicos, aniônicos, não iônicos e anfóteros.

Os polímeros catiônicos possuem sítios ionizáveis positivos responsáveis pela neutralização de cargas negativas das partículas em suspensão; já os aniônicos são compostos por sítios ionizáveis negativos, os não iônicos são neutros e os anfóteros possuem sítios ionizáveis positivos e negativos.

Segundo Mendes (1989), a atuação de polímeros como coagulantes pode estar relacionado com a adsorção de seus sítios às superfícies das partículas, seguida pela redução de carga ou incorporação das partículas na cadeia dos polímeros.

#### **2.7.3 Polímeros Naturais**

Para Kirchmer, Arboleda e Castro (1975), os polímeros naturais mais utilizados mundialmente são os amidos e, no Brasil, conforme Di Bernardo (2005), em primeiro lugar os amidos de batata, e depois os amidos de mandioca e de milho.

A quitosana, extraída da carapaça de frutos do mar é outro polímero orgânico natural, utilizado como auxiliar de floculação (Pawlowski; Rodrigues, 2003). O tanino extraído da acácia negra, de acordo com Silva Salesa (1999), tem sido usado em muitas

estações de tratamento de água e esgoto, com nomes comerciais como Tanac® e Tanfloc®.

O extrato de cactos, de acordo com Diouri (2004), e da babosa, conforme Hespanhol (1982) foram usados em aplicações restritas.

Diouri (2004) explica que os auxiliares de floculação são utilizados geralmente em conjunto com coagulantes metálicos. Entretanto, as sementes da *Moringa oleífera* Lam, estudada na década de 80 na Alemanha e na Inglaterra, de acordo com Borba (2001), tem sido aplicada como coagulante e coadjuvante de floculação em tratamento de águas em países da África.

Diuri (2003) ressalta que os polímeros sintéticos aniônicos e não iônicos também são empregados como auxiliares de floculação, filtração e no condicionamento do lodo.

Dentre os diversos polímeros naturais utilizados como coadjuvantes de floculação, destaca-se o emprego de algumas plantas, tais como: o quiabo (*Abelmoschus esculentus*), usado na forma da mucilagem extraída da vagem (baba de quiabo) ou na forma de solução feita a partir do pó seco da vagem pulverizada (LIMA, 2007).

Pesquisas apontam que os polímeros naturais apresentam menores custos, sendo que, muitos destes, fazem parte da alimentação humana em vários continentes; portanto, não apresenta riscos de danos a saúde humana em longo prazo.

Em contra partida, a utilização de polímeros sintéticos em estações de tratamento de água e de efluentes podem comprometer a saúde humana e ainda gerar subprodutos (monômeros) residuais que alteram a característica do lodo gerado. O quiabo, como polímero natural, tem bom desempenho e também mais possibilidade de utilização, devido à forma de comercialização deste vegetal, em que o consumidor rejeita o fruto maduro, utilizável no tratamento de águas.

Quando moído, do pó se faz a solução, que é dosada em conjunto com os coagulantes metálicos de alumínio e ferro, melhorando a eficiência da floculação e das etapas posteriores, como sedimentação ou flotação, filtração e desinfecção.

Os polímeros naturais usados em conjunto com o sulfato de alumínio podem reduzir a dosagem deste coagulante metálico, com mesma eficiência de remoção de particulados e matéria orgânica natural, possibilitando menores concentrações de alumínio residual na água tratada.

Como explica Letteman (AWWA –1992), esta redução é de grande relevância para a saúde humana já que pesquisas associam o efeito adverso do alumínio a danos neurológicos como a Doença de Alzheimer. Em decorrência, o Ministério da Saúde

limita em 0,2 mg L<sup>-1</sup> a concentração de alumínio residual, que para muitos sistemas de tratamento de água é difícil de atender, devido, principalmente, às vazões acima da capacidade nominal das estações de tratamento.

Estudos pertinentes à remoção de microrganismos de águas residuárias durante as etapas de clarificação que engloba os processos de coagulação, floculação e sedimentação, realizado por Le Chevalier e Keung Au (2004), evidenciaram que, em diversos países, a remoção de vírus variou entre 27 e 74 %. Para os coliformes totais, foi de 32 a 87 % nas etapas de clarificação. A baixa eficiência pode ser decorrente da sobrecarga das unidades de clarificação, ou ainda, da escolha e/ou dosagem inadequada do coagulante, da floculação deficiente e ausência de dispositivos eficientes no tanque de sedimentação.

Por outro lado, a boa eficiência da clarificação evidencia o arraste de microrganismos em conjunto com os flocos nos tanques de sedimentação ou flotação, ou ainda instalações adequadas às vazões, bem como na melhoria da filtração e até da lavagem dos filtros, tornando mais seguros e eficientes os processos de filtração e desinfecção.

#### **2.7.4 Quiabo**

Conforme descrito por Lima (2007), o quiabo (*Abelmoschus esculentus*), pertence à família *Malvaceae*, é uma hortaliça anual largamente cultivada nos trópicos e subtropicais, sendo os frutos imaturos consumidos como salada, refogado, cozido ou assado. As sementes maduras são ricas em óleo e proteína.

Foi trazido para o Brasil pelos escravos, e o fruto do quiabeiro é um exemplo de uso de alimentos associados às raízes culturais, pois sua presença compõe pratos típicos regionais. Usado como alimento ritual de festas religiosas, a exemplo do Caruru, em que o quiabo cozido com camarão seco, é o prato principal da homenagem da Bahia aos Santos Meninos, São Cosme e São Damião, conforme ressalta o autor.

O quiabeiro é sensível a doenças, que em conjunto com a maturação, a forma e a coloração, conduzem a perdas de cerca de 30% na produção brasileira. Nos EUA, estas não passam de 10%. Estes frutos rejeitados, no entanto, são ótimos para a produção do auxiliar de floculação, pois têm menor custo, podendo constituir-se em fonte renda dos agricultores.

A mucilagem encontrada no quiabo é classificada como polissacarídica ácida, associada às proteínas, conforme descrito por Amaya-Farfan *et al.*(2003). Se não removida, pode servir de substrato para o crescimento de microrganismos durante o

armazenamento, causando a depreciação do produto. Este mesmo autor relata a caracterização química da mucilagem como alimento funcional semelhantes à fibra solúvel.

O uso do quiabo no tratamento de água e esgoto como coadjuvante da coagulação química tem apelo compatível com o meio ambiente, especialmente quando associado ao uso de material renovável, ao baixo potencial de toxidez e ao potencial de sustentabilidade da agricultura familiar. De acordo com Agarwal (2001 e 2003), a composição da mucilagem obtida das sementes do quiabo, é a de um polissacarídeo aniônico, que é usado como floculante, por ser polímero natural, e virtualmente biodegradável não é tóxico, é estável e tende a ser intensivamente usado no tratamento de águas de abastecimento, de esgoto doméstico e de efluentes de curtume.

## **2.8 *Moringa oleifera* Lam**

*Moringa oleifera* Lam é uma espécie pan tropical pertencente à família *Moringaceae*, do gênero *Moringa*, conhecida popularmente no Brasil como quiabo de quina, lírio-branco, rabanete de cavalo, acácia-branca, moringueiro e cedro , na Índia, como *Sajina* e *Shekta*, e nos Estados Unidos como *Horse-radish-tree* (RANGEL, 2003).

Nativa da Índia, foi muito bem aclimatada quando introduzida no Brasil, tendo maior predominância na região do Nordeste brasileiro (RODRIGUES, 2005).

É uma espécie de crescimento rápido, caducifólia, com casca de cor clara , podendo alcançar entre 10 a 12 metros de altura. É tolerante a longos períodos de estiagem, solos pobres em nutrientes e desenvolve-se bem em condições semi-áridas.

O pH do solo para plantio da moringa varia na faixa entre 5 a 9. A planta pode alcançar até 4 m de altura em um ano, sendo cultivada num espaço de 3 metros. Quando adulta, alcança uma produção anual de 3.000kg a 5.000kg de sementes por hectare (MORTON, 1991).

Kumari *et al* (2006) complementa que o total de 3 toneladas de sementes é capaz de tratar cerca de 30 milhões de litros de água ou efluente com turbidez acima de 100 UNT ( Unidade Nefelométrica de Turbidez).

Logo abaixo, as figuras 8 e 9 representam respectivamente as folhas, flores e a vagem da *Moringa oleifera*:



**Figura 8-** Folhas e flores *Moringa oleifera*  
Fonte: (Luz 2009)



**Figura 9-** Vagens *Moringa oleifera*  
Fonte: (Luz 2009)

A *Moringa oleifera* é uma das espécies mais amplamente cultivadas de uma família monogénica. As suas sementes são cápsulas arredondadas com três asas equidistantes que são revestidas por uma casca com certa dureza (SOUSA, 2006). A semente está representada na figura 10.



**Figura 10-** Semente da *Moringa oleifera*  
Fonte: (Luz 2009)

### **2.8.1 Características e utilização da *Moringa oleifera***

Na Índia, há indícios da utilização da planta como medicina alternativa. Entretanto, as pesquisas aprimoram sua utilização na indústria alimentícia, farmacêutica e química. As folhas da *Moringa* apresentam alto teor de proteína, cerca de 27% e são ricas em cálcio, ferro, fósforo e vitaminas A e C, o que apresenta grande vantagem como complemento nutricional. O óleo é extraído da semente e utilizado na produção de cosméticos, combustível para lâmparas e preparo de alimentos. A pasta resultante da extração do óleo das sementes pode ser utilizada como condicionador do solo, fertilizante ou na alimentação animal. (RANGEL, 2009).

Considerada como a “Planta dos Milagres” pelos indianos, na alimentação humana, aproveita-se quase toda a parte da planta, sendo as folhas consumidas como verduras cruas ou cozidas, as vagens verdes como verduras cozidas, as sementes maduras que podem ser cozidas ou torradas para fabricação de farinha, bem como as raízes, flores e até mesmo a resina do tronco da árvore (FOIDL *et al.*, 2001).

A utilização das sementes de moringa em tratamento de águas e efluentes vem se destacando por fatores como tecnologia sustentável e baixo custo. Kumari *et al.*

(2006), em estudos sobre a eficácia da semente, revelaram a remoção de Cádmio e Chumbo presentes em efluentes industriais, indicando o potencial de adsorção, sendo uma característica importante para remediação de elementos traços.

Conforme descrito por Foidl *et al.* (2001), no Sudão, utiliza-se as sementes secas em pó como coagulante natural para clarificar a água de consumo humano. Esta tecnologia vem sendo empregada no nordeste brasileiro, onde, para 1 Litro de água bruta adiciona-se de duas a quatro sementes de Moringa com casca. Após duas horas, retira-se o sobrenadante clarificado para uso domiciliar e descarta-se o precipitado (BORBA, 2001).

Não obstante, pesquisas pertinentes às propriedades das sementes revelam atividades antimicrobiana, antitumoral e antifúngica (GHEBREMECAEL *et al.*, 2005; CHEVARA, 1999; CHUANG *et al.*, 2007).

Recentemente, pesquisadores da Universidade Federal de Pernambuco descobriram que a semente de moringa pode ser usada para combater as larvas do mosquito *Aedes aegypti*, transmissor da dengue e da febre amarela. Segundo o estudo, uma das proteínas contidas nas sementes, a lectina, impede o processo de digestão da larva, provocando a sua morte por desnutrição.

### **2.8.2 Aspectos coagulantes da semente**

Matos e Silva (2008) confirmam que a maioria das águas dos rios classe II utilizadas para consumo humano e dessedentação de animais, normalmente apresentam um alto teor de turbidez, contendo matéria orgânica em suspensão e microrganismos.

Para os mesmos autores, o tratamento aplicado para essas águas fomenta principalmente a remoção da cor e da turbidez por meio de processos de coagulação, floculação e sedimentação. Os estudos comprovam a eficácia das sementes de *M. oleífera* nos processos coagulativos, bem como na substituição de sais metálicos como cloreto férrico e sulfato de alumínio. (MATOS e SILVA, 2008).

Em um estudo realizado em Malawi, na África, foi constatado que enquanto o alumínio é um eficiente coagulante apenas em uma faixa restrita de pH, a Moringa se mostrou eficiente em uma faixa maior, o que é mais uma vantagem em países em desenvolvimento onde, nem sempre é possível fazer a correção do pH antes do tratamento (RANGEL, 2009).

A ação do coagulante presente nas sementes de Moringa se deve às proteínas que são polieletrólitos catiônicos de alto peso molecular, que neutralizam as partículas contidas na água e coagulam os colóides de carga negativa (FOIDL *et al.*, 2001).

Conforme Di Bernado (1993), os polieletrólitos são compostos orgânicos ou inorgânicos, naturais ou sintéticos, que apresentam grandes cadeias carbônicas, constituídas de unidades que se repetem, formando macromoléculas, com pesos moleculares que variam de 5.000 a 10.000.000 de unidades, cujas cadeias carbônicas apresentam sítios com excesso ou deficiência de cargas elétricas, ou seja, sítios com cargas positivas ou negativas.

Em 1995 na Alemanha, Gassenschmidit, Jany, Taucher e Niebergall pesquisaram e isolaram a proteína da semente, a qual possui massa molecular da ordem de 150.000 unidades.

Como qualquer polieletrólito catiônico, as macromoléculas da proteína em contato com as impurezas presentes na água se ionizam formando entidades hidrolisadas que provocam a desestabilização das partículas e, conseqüentemente, o desequilíbrio eletrocinético da solução, fazendo com que as partículas coagulem e floculem (DAVINO, 1976). Observa-se na Tabela 3 a composição química da semente de Moringa.

**TABELA 3** - Composição química das sementes de Moringa.

Umidade (%)	6,30
Açúcares solúveis (g/100g )	3,14
Oligossacarídeos (g/100g)	3,31
Amido (g/100g)	6,02
Proteínas (g/100g)	39,30
Lipídeos (g/100g)	18,80

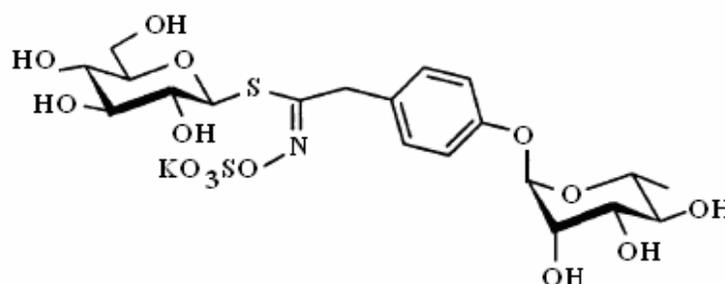
Fonte: PRICE (2000)

As proteínas são os compostos encontrados em maior quantidade na semente da planta, em torno de 40% e são consideradas o componente de maior importância no processo de clarificação da água (GALLÃO *et al.*, 2006).

Testes fitoquímicos e estudos espectrais conduziram à elucidação de um glicosídeo esteroide como um agente bioativo na semente (FUGLIE, 1999).

Em outro estudo, Gueyrard *et al.* (2000) observou que há mais evidência de que o responsável pela ação coagulante da moringa seja um composto amídico. As sementes de moringa contém entre 8 e 10% de glucosinolatos, que são uma classe homogeneia de combinações de tiosacarídeos naturais. Estes podem ser hidrolisados por meio da enzima mirosinase e conseqüentemente produzir D-glicose, particularmente, isotiocianatos.

Logo abaixo, pode-se observar na figura 11 a estrutura da possível substância coagulante da semente da moringa.



**FIGURA 11-** Estrutura molecular do glucosinolato presente na semente de Moringa  
**Fonte -** (GUEYRARD *et al.*; 2000).

Em contra partida, Ndacigengesere *et al.*,1995, sugeriram que a eficiência da coagulação é devido aos componentes ativos presentes nas sementes da moringa, as quais são compostas, entre outras substâncias, por estruturas protéicas catiónicas solúveis, com alto peso molecular.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição

O trabalho foi conduzido no laboratório de Química e Recursos Hídricos da Universidade José do Rosário Vellano, UNIFENAS, município de Alfenas, sul do estado de Minas Gerais.

Os testes foram realizados em bancada por meio de ensaios de *Jar test* com água residuária proveniente de efluentes domésticos e industriais.

O processo tecnológico de tratamento de efluentes sanitários aplicado pela empresa SR Tratamentos de Resíduos Industriais Ltda., localizada no município de Lavras – MG, foi constituído por processos biológicos e físico-químicos. A ETE possui capacidade de 90 m<sup>3</sup> de tratamento de efluentes/dia.

A empresa é devidamente licenciada nos órgãos ambientais competentes e o lançamento dos efluentes domésticos e sanitários é destinado para águas classe II. A amostra do efluente bruto foi retirada do tanque constituinte do processo por batelada intermitente, como representado na figura 12.



**Figura 12:** Tanque de Equalização

Fonte - Arquivo pessoal 2011

### **3.8 Aquisição dos produtos naturais**

As sementes de *Moringa oleífera* foram adquiridas no município de Fernandópolis, estado de São Paulo e utilizadas com casca, secas e moídas.

Foram armazenadas em sacos de papel em temperatura ambiente por um período de sessenta dias, conforme citado por (MATTOS, 2008). O quiabo maduro foi obtido pela secagem natural do fruto no quiabeiro e colhido no sítio Bela Vista, município de Itumirim-MG .

### **3.3 Ensaio**

Para efetuar os ensaios de coagulação e floculação, moeu-se as sementes de moringa com casca e o fruto seco do quiabo em moinho de faca, granulometria *mesh* 5.

Os ensaios de coagulação, floculação, sedimentação e decantação foram realizados em seis (06) provas por vez, com (03) três repetições. Os béqueres foram completados com 1000 mL do efluente bruto e agitados em *Jar Test* por um minuto.

Em seguida, as sementes de Moringa foram adicionadas em diferentes concentrações (4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; e 9,0 g L<sup>-1</sup> de efluente) em presença e ausência de quiabo, e a velocidade aumentada para 95 rpm (rotação rápida) por 15 minutos e diminuída para 10rpm (rotação lenta) por cinco minutos.

As concentrações utilizadas de sementes de moringa e pó de quiabo foram determinadas em pré-testes de bancada.

Na figura 13, está representado o teste de jarros com a semente de moringa.



**Figura 13:** Testes de coagulação/floculação

Fonte: Arquivo próprio 2011

O aparelho foi desligado por quarenta minutos, tempo estipulado para a sedimentação e decantação da matéria orgânica em escala industrial em Estações de Tratamentos de Efluentes Industriais (ETEI).

Verificou-se o adensamento dos flocos, tempo de sedimentação e decantação das amostras. Obteve-se pH e turbidez para todos os tratamentos. No *Jar Test*, os ensaios foram repetidos adicionando-se 0,5 gramas de pó de quiabo às mesmas concentrações de moringa. Os procedimentos anteriormente realizados foram refeitos para todas as amostras. Foram realizadas as análises físico-químicas referentes ao pH, DBO<sup>20</sup><sub>5</sub>, DQO e Turbidez do efluente bruto.

### 3.4 Tratamentos

Após os ensaios de coagulação e floculação, desligou-se o aparelho *jar test* e as amostras ficaram em repouso por um período de 40 minutos. Retirou-se o

sobrenadante, e, posteriormente, realizaram-se as análises físico - químicas quanto ao pH, Turbidez,  $\text{DBO}^{20}_5$  e DQO para todos os tratamentos.

As leituras do pH e Turbidez das amostras foram realizadas por meio do turbidímetro, modelo, HACH2 100 N e pHgâmetro modelo digital 310 ATT Orion (Figura 14).



**Figura 14:** Análises de pH e Turbidez

Fonte: Arquivo próprio 2011

A metodologia aplicada para as análises de  $\text{DBO}^{20}_5$  e DQO foram as descritas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

### 3.5 Caracterização do Efluente

O efluente bruto (Figura 15) é proveniente da empresa SR Tratamentos de Resíduos Industriais Ltda.

O processo tecnológico aplicado para efluentes sanitários que apresentam uma carga inorgânica superior à orgânica, geralmente, é seguido por fluxos secundários provenientes de processos físico-químicos acompanhados de processos terciários, como exemplo, lodos ativados e Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendentes (RAFA). A eficiência do processo é compatível com as normas ambientais e análoga à autodepuração de corpos hídricos.



**Figura 15:** Efluente Bruto

Fonte: Arquivo próprio 2011

A ETE físico-química da empresa é constituída por tanques aerados cujo processo é por batelada fluxo intermitente, não obstante, após o tratamento secundário, o efluente sanitário é destinado para o tanque de lodo ativado (figura 16) e ,posteriormente, para o RAFA (figura 17).



**Figura 16:** Tanque lodo ativado

\* Fonte: Arquivo próprio 2011



**Figura 17:** Reatores RAFA

\* Fonte: Arquivo próprio 2011

\* Autorizado pela empresa

São utilizados coagulantes e floculantes químicos no processo. Em consequência, há geração de lodo tecnológico, o qual é destinado para o coprocessamento. A empresa é devidamente licenciada para os processos de tratamento de efluentes domésticos e industriais e coprocessamento de resíduos.

### 3.6 Análises Estatísticas

O delineamento experimental conduzido foi o Delineamento Inteiramente Casualizado (DIC) em um esquema fatorial 2x6, sendo a semente de moringa e a

semente de moringa mais o quiabo em seis (06) concentrações. Foram utilizadas três (03) repetições, totalizando trinta e seis (36) parcelas experimentais.

O modelo matemático de um DIC está apresentado a seguir:

$$Y_{ij} = \mu + M_i + C_j + (MC)_{ijk} + e_{ijke} , \text{ sendo:}$$

**$Y_{ij}$**  = Valor da parcela que recebeu o nível  $i$  do fator A e o nível  $j$  do fator B na repetição  $k$ ;

**$\mu$**  = Média geral do experimento;

**$C_j$**  = É o efeito da concentração  $j$ ;

**$(MC)_{ijk}$**  = É o efeito da moringa na concentração  $j$  e na repetição  $k$ ;

**$e_{ijke}$**  = é o erro experimental associado à parcela que recebeu o nível  $i$  do fator A e o nível  $j$  do fator B na repetição  $k$ .

Os resultados experimentais foram analisados no software estatístico Sisvar versão 5.0 (Ferreira, 2001) e as comparações das médias foram efetuadas pelo teste de Scott-Knott.

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A problemática do descarte de efluentes domésticos e industriais em corpos hídricos é minimizada por meio de tecnologias de tratamentos submetidos a processos físicos, químicos e biológicos.

As concentrações de elementos químicos encontrados nos lodos tecnológicos se tornam objeto de pesquisa pertinente à sustentabilidade ambiental. Uma observação que se faz necessária é a melhoria do processo tecnológico em escala industrial, principalmente, na correção do pH de efluentes sanitários.

A adição de cal em processos industriais é muito utilizada devido ao baixo custo em relação a outros químicos alcalinos; entretanto, a formação de borra sólida é muito maior em comparação aos outros álcalis utilizados na correção do pH. Outro fator que deve ser destacado é a utilização de sulfato de alumínio em efluentes com características ácidas, já que este possui restrições em faixas distintas de pH, o que implica adições maiores de cal.

Na Tabela 4 estão apresentados os valores para pH ,  $DBO^{20}_5$ , DQO e Turbidez do efluente bruto proveniente de esgoto sanitário.

**TABELA 4** – Valores de pH,  $DBO^{20}_5$ , DQO e Turbidez do efluente bruto proveniente de esgoto sanitário.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valores</b>
<b>Turbidez</b>	UNT	452
<b>pH</b>	—	6,3
<b><math>DBO^{20}_5</math></b>	mg L <sup>-1</sup>	2.333,6
<b>DQO</b>	mg L <sup>-1</sup>	2.781,9

#### 4.1 Tempo de Coagulação

Na Tabela 5, está apresentado o tempo de coagulação do efluente quando submetido a diferentes tratamentos e concentrações de moringa.

**TABELA 5** - Avaliação do tempo de coagulação sob concentrações de moringa e moringa mais quiabo.

Tratamento	Concentração moringa (g/L)	Tempo de coagulação (média em min)
<b>Moringa Pura</b>	4	14,7 C
	5	14,3 C
	6	9,3 B
	7	7,3 A
	8	9,7 B
	9	18,0 D
<b>Moringa + Quiabo</b>	4	9,7 C
	5	9,0 C
	6	7,0 B
	7	4,3 A
	8	9,0 C
	9	13,3D

Médias seguidas de diferentes letras diferem dentro de cada tratamento (Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Observa-se na tabela 5 que a concentração 7,0 (g L<sup>-1</sup>) tanto para a (Moringa Pura) quanto para a (Moringa + Quiabo), apresentou menor tempo de coagulação.

A média resultante de 7,3 minutos, referente à adição de 7,0 gramas de moringa pura, estatisticamente difere dos outros tratamentos, evidenciando o melhor tempo para a coagulação, sedimentação e decantação do efluente sanitário.

Pesquisas realizadas por Ndabigengesere e Narasiah (1998) com proteínas purificadas da semente de *Moringa oleifera* revelaram que a dosagem ótima para coagulação de águas para consumo humano foi de 0,5 a 1mg L<sup>-1</sup> e que a proteína foi totalmente solúvel. Contudo, para efluentes industriais ou domésticos que apresentem turbidez relativamente alta, DBO<sub>5</sub><sup>20</sup> e DQO elevadas e faixas distintas de pH, pode-se afirmar, por meio de testes de bancadas, que a concentração do coagulante, sementes de moringa, é bem maior.

Constatou-se que, para as menores concentrações de moringa (4,0 e 5,0 gramas), as médias do tempo em minutos para coagulação foram estatisticamente iguais (14,7 C e 14,3 C); em contrapartida é importante observar que para a adição de

9,0 gramas do coagulante, a maior concentração, obteve-se o maior tempo (18,0 D), o que não é interessante para processos industriais.

A adição da concentração do coagulante natural, assim como a dos sintéticos, está relacionada com a caracterização do efluente, e os resultados para coagulação e adensamentos dos flocos podem ser alterados por quantidades mínimas em testes de bancadas, daí a importância dos cálculos estequiométricos em escala real.

Como estão representados na Tabela 6, os resultados para os testes com (Moringa + Quiabo) em todas as concentrações foram melhores em tempo de coagulação, sedimentação e decantação. Os flocos se apresentaram maiores e, visualmente, o tratamento apresentou melhor eficácia.

Pôde-se observar também que para este tratamento (Moringa + Quiabo) a dosagem ótima do coagulante foi a mesma (7,0 gramas). Portanto, a adição do polímero aniônico não alterou as propriedades de coagulação da moringa, que é um polímero catiônico. No entanto, a adição do coadjuvante de floculação proporcionou flocos mais resistentes às forças de cisalhamento e maior velocidade de sedimentação.

## 4.2 pH

O efluente bruto analisado apresentou valor de pH igual a 6,3 . Para os processos de coagulação, o fator pH é primordial. Em escala industrial, tem-se observado que o valor do pH ótimo para os processos coagulativos está entre 8,0 e 8,5.

Coagulantes como o Policloreto de Alumínio apresentam características ácidas o que, para efluentes com pH mais baixos, significa a necessidade da adição de outros produtos químicos para aumentar o pH. Como foi descrito anteriormente, a cal se torna um dos produtos mais utilizados em Estações de Tratamentos de Efluentes em consonância com seu baixo custo; entretanto, observa-se um grande aumento na geração do lodo tecnológico.

Na tabela 6, estão representados os valores médios de pH para água residuária, proveniente de efluente sanitário após tratamento com concentrações diferentes de sementes de moringa, e sementes de moringa mais quiabo.

**TABELA 6-** Variação do pH em relação às concentrações de moringa e moringa mais quiabo

Tratamento	Concentração (moringa (g/L)	pH
Moringa Pura	4	8,1 B
	5	8,1 B
	6	8,3 B
	7	7,3 A
	8	8,0 B
	9	7,9 A
Moringa + Quiabo	4	7,8 A
	5	7,8 A
	6	7,9 A
	7	8,0 A
	8	8,3 B
	9	8,5 C

Médias seguidas de diferentes letras diferem dentro de cada tratamento (Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

A partir destas análises, pode-se constatar que para todos os tratamentos ocorreu o aumento do pH em relação ao pH do efluente bruto (pH=6,3). A moringa, independente da adição do quiabo, aumentou o pH do meio possibilitando a ocorrência dos processo coagulativos.

Em consonância com a tabela 6, nota-se que, para as concentrações de moringa pura, estatisticamente não ocorreu diferenças significativas para os tratamentos referentes a 4,0; 5,0; 6,0 e 8,0 gramas. Em decorrência disso, os tratamentos cujas concentrações eram de 7,0 e 9,0 gramas apresentaram resultados menores de pH, contudo, semelhantes entre si.

Para as concentrações de 4,0 a 7,0 gramas, referentes ao tratamento moringa + quiabo, estatisticamente não houve diferenças significativas, porém observa-se que ocorreu um aumento para as concentrações de 8,0 e 9,0 gramas.

Vale ressaltar que, para todos os tratamentos, a média dos valores de pH está em conformidade com a legislação pertinente ao lançamento de efluentes em corpos d'água (COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008).

### 4.3 Turbidez

O efluente bruto apresentou turbidez no valor de 462 UNT e, visualmente, aspecto totalmente turvo antes de ser submetido ao tratamento.

Na figura 18, está representada a amostra do efluente bruto antes do tratamento com as sementes de *Moringa oleífera* e quiabo em pó.



**Figura 18:** efluente bruto antes do tratamento

Fonte: Arquivo próprio 2012

Na tabela 7, estão representadas as médias dos tratamentos moringa pura (P) e moringa mais quiabo (PQ).

**TABELA 7:** Valores médios de Turbidez para os tratamentos Moringa Pura e Moringa+Quiabo

<b>Tratamentos</b>	<b>Médias Turbidez UNT</b>
<b>Moringa + Quiabo</b>	84,41 a1
<b>Moringa</b>	91,15 a 2

Médias seguidas de diferentes letras diferem dentro de cada tratamento (Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

A partir dessa análise, podemos observar que, quando o efluente é submetido ao tratamento com sementes de moringa mais 0,5 gramas de quiabo, a turbidez apresenta valores menores.

Após a decantação do efluente tratado no *jar test*, as amostras permaneceram em repouso durante 20 minutos e, posteriormente, realizou-se a leitura da Turbidez.

Na tabela 8, estão apresentadas as médias dos valores de turbidez para todas as concentrações de Moringa Pura (P) e Moringa mais quiabo (PQ).

**TABELA 8:** Médias dos valores de turbidez para todas as concentrações de Moringa Pura (P) e Moringa mais quiabo (PQ).

Tratamento	Concentração (moringa (g/L))	Turbidez
Moringa Pura	4	87,93 B
	5	89,06 C
	6	96,43 D
	7	79,43 A
	8	98,83 E
	9	98,20 E
Moringa + Quiabo	4	87,56 C
	5	91,90 D
	6	79,83 B
	7	47,83 A
	8	98,76 E
	9	100,60F

Médias seguidas de diferentes letras diferem dentro de cada tratamento (Scott-Knott,  $p < 0,05$ ).

Conforme os dados da tabela 8, nota - se que houve redução dos valores da Turbidez para todos os tratamentos, levando em consideração o valor do efluente bruto (462 UNT). A moringa apresentou-se eficiente quanto à clarificação da água residuária.

Observa-se que, com exceção das concentrações 8,0 e 9,0 gramas do tratamento Moringa Pura (PQ), todos os resultados pertinentes aos tratamentos, estatisticamente diferiram entre si e que a concentração 7 g L<sup>-1</sup> apresentou menor valor de turbidez 79,43 UNT (média) quando usada a moringa pura. A maior redução da turbidez (47,83 UNT) foi obtida com a dosagem conjunta das sementes de moringa (7g L<sup>-1</sup>) como coagulante e o quiabo em pó (0,5 g L<sup>-1</sup>) como coadjuvante de floculação.

Um importante aspecto da clarificação de águas residuárias é a remoção de material solúvel e de material coloidal em suspensão. De acordo com Pimentel (2004), a necessidade de reuso tem reacendido o interesse por processos que auxiliem os tratamentos convencionais de efluentes. Uma das alternativas é o tratamento físico-químico com o uso de coagulante em conjunto com coadjuvante de floculação.

Após as análises realizadas, pipetou-se o sobrenadante da amostra (moringa + quiabo) concentração  $7 \text{ g L}^{-1}$  para a realização dos testes de DBO, DQO, pH e Turbidez após 12 horas.

Na figura 19, está representada a amostra de água residuária tratada com 7gramas de moringa mais o coadjuvante de floculação.



**Figura 19:** Amostra  $7 \text{ g L}^{-1}$  de Moringa + quiabo

Fonte: Arquivo próprio 2012

#### 4.4 Análises físico-químicas do sobrenadante

A mostra  $7,0 \text{ g L}^{-1}$  do tratamento (moringa +quiabo) foi escolhida devido aos melhores resultados obtidos nos processos físico-químicos, ressaltando tempo de coagulação, adensamento dos flocos, sedimentação e redução da turbidez.

Realizou-se uma nova leitura para turbidez após 12 horas de repouso do efluente tratado.

Na tabela 9, por meio da estatística descritiva, constam os valores de DBO, DQO, pH e Turbidez do efluente bruto e após o tratamento deste com 7gramas de sementes de moringa e 0,5 gramas do coadjuvante de floculação.

**TABELA 9:** Valores de DBO, DQO, Turbidez e pH do efluente sanitário antes e após tratamento com sementes de moringa e pó de quiabo.

Amostra	DBO 5dias	DQO mgL bircromatométr	Turbidez	pH
Efluente sanitário B	2.333,6	2.781,9	462	6,3
Efluente sanitár tratado	370	430	15,7	7,9

Em escala industrial, o processo físico-químico por batelada, fluxo intermitente, se torna eficaz quando o período entre os processos de agitação e repouso são considerados.

Nos testes de bancada, obteve-se uma excelente redução da Turbidez após 12 horas de repouso do efluente tratado, sendo o valor de 47,83 UNT para 15,7UNT. A diminuição dos valores comprova a eficácia do tratamento e a necessidade de decantação do efluente tratado.

Para as análises de DQO e  $DBO^{20}_5$  constatou-se que a adição dos produtos naturais, embora de origem orgânica, não comprometeu a concentração de oxigênio dissolvido do meio.

São preconizados, para o lançamento de efluentes em corpos hídricos classe II, por meio da Normativa Copam CERH N° 01 de 2008, valores de (60 mg L<sup>-1</sup>) para  $DBO^{20}_5$  e (180 mg L<sup>-1</sup>) para DQO.

Contudo, estes limites poderão ser ultrapassados no caso do sistema de tratamento de águas residuárias reduzirem a carga poluidora de efluente, em termos de  $DBO_5$  a 20°C do despejo, em, no mínimo, 75% e média anual igual ou superior a 85% e, em termos de DQO do despejo, em, no mínimo, 70% e média anual igual ou superior a 75%.

Para tanto, a eficiência do tratamento é calculada conforme a fórmula descrita:

**Eficiência do Tratamento = [(Efluente Tratado x 100) / efluente bruto] – 100(%)**

Aplicando-se a fórmula para o efluente tratado com moringa e quiabo, obteve-se 84,14% de eficiência para  $DBO_5$  e 84,54% para DQO. Valores que se enquadram nos parâmetros de lançamentos de efluentes em águas classe II. Em virtude da crescente poluição dos rios, faz-se hoje imperativa a busca de maiores esforços para o controle dessa poluição. Uma das maneiras de se controlar essa poluição é, justamente, estudar e conhecer a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, estimando a quantidade de efluentes que cada rio é capaz de receber sem que suas características naturais sejam prejudicadas.

Dependendo do nível de poluição dos rios, o processo de autodepuração pode ser bastante eficiente na melhoria da qualidade da água. A autodepuração é um processo natural, no qual cargas poluidoras, de origem orgânica, lançadas em um corpo d'água, são neutralizadas.

De acordo com Sperling (1996), a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, ou seja, a busca pelo estágio inicial encontrado antes do lançamento de efluentes é realizada por mecanismos essencialmente naturais.

Não houve alteração do pH após 12 horas de decantação, fato considerado importante, levando em consideração a estabilidade do coagulante e do coadjuvante de floculação.

#### **4.5 Produtos Naturais e a Agricultura Familiar**

Considerada como a “Árvore dos Milagres” pelos indianos, a *Moringa oleífera* se destaca como ícone para o desenvolvimento de pesquisas voltadas à sustentabilidade ambiental, tecnologias de tratamento de águas e efluentes, nutrição humana e animal e medicina alternativa.

A iniciativa de estudos vinculados ao produtor rural surge como ferramenta de viabilidade econômica e sustentável. É imprescindível a divulgação e aplicação de trabalhos voltados para a área agrícola, levando em consideração a eficácia dos agentes coagulantes presentes nas sementes da moringa e no polímero do quiabo. Trabalhos voltados para o saneamento ambiental devem ser explorados.

São inúmeras as vantagens da aplicabilidade de pesquisas voltadas para o plantio e cultivo da Moringa por produtores rurais. Fatores como produtividade, viabilidade econômica, emprego das sementes em processos tecnológicos, nutrição animal e parcerias com entidades de pesquisas fazem percorrer uma nova etapa para a agricultura familiar.

Incentivar a agricultura é essencial para o desenvolvimento sustentável, e os avanços científicos e tecnológicos na área agrícola, com a obtenção de elevadas produtividades, constituem um dos pilares para uma agricultura ambiental economicamente viável.

## 5. CONCLUSÕES

Nas condições em que foi desenvolvido este trabalho, conclui-se que:

- I. A utilização do quiabo como coadjuvante de floculação proporcionou melhores resultados para todos os testes avaliados.
- II. Alcançou-se, com o tratamento moringa mais quiabo, padrões adequados para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.
- III. O coagulante e o floculante natural utilizados no processo tecnológico podem substituir os produtos sintéticos empregados em escala industrial e podem proporcionar a geração de lodo de melhor qualidade, sendo possível a reutilização do mesmo em processos de compostagem.

## 6. REFERÊNCIAS

AGARWAL, M.S. Study on Flocculation Efficiency of Okra Gum in Sewage Waste Water. **Macromolecular materials and Engineering**, Francis, v. 9, p. 286-289, dez. 2001.

AGARWAL, M S Utilization of Okra Gum for Treatment of Tannery Effluent. **International Journal of Polymeric Materials**,dez. 2003.

AMAYA-FARFAN, J. et al.S.; PACHECO, M. T. B. Caracterização química parcial da mucilagem do quiabo (*Hibiscus esculentus* L). In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIA DE ALIMENTOS. 2003. Campinas. **Anais ...** Campinas: Unicamp, 2003. p. 10-25.

AMOKRANE, A.; COMEL, C.; VERON, J. Landfill leachate pre-treatment by coagulation–flocculation. **Water Resources**, v. 31, n. 11, p. 2775–2782, 1997.

APHA, AWWA, WEF. **Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater**, 21. ed. Washington, 2005

AQUINO, S.F.; SILVA, S.Q.; CHERNICHARO, C.A.L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.11, n. 4, p. 295-304, 2006.

ARBODELA, J. **Cronologia del Desarrollo de la Tecnologia de la Agua** : Del Valle Del Cauca. Colombia : Acodal, 2003.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9.648**: estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.

AWWA. American water and wastewater association . **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Denver. CP: AWWA , 1992.

BARDI ,C. **Environmental chemistry**. 2 .ed. New York : Freeman, 2000.

BARDI, C. **Química Ambiental**. 2.ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.

BORBA, L.R. **Viabilidade do uso da *Moringa oleifera* Lam no tratamento simplificado de água para pequenas comunidades**. 2001.73 f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2001.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, J.E. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. São Paulo: CETESB, 1993.

BRANCO, S. M. et al. **Hidrologia ambiental**. São Paulo, v. 3, p. 31-36, jun/1991.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357**, 17 de Março de 2005.

CALLI, B., MERTOGLU, B., INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. **Chemosphere**, Istanbul, Turkey, v. 59, n. 06, p. 819-829, 2005.

CHEN *et.al.* Evaluation of Al 30 polynuclear species in polyaluminum solutions as coagulant for water treatment. **Chemosphere**, v.64, p.912-918, 2006.

CHERNICHARO, C. A L. **Reatores anaeróbios** : princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte : Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1997. v.5, 246 p.

CHEVARA, J.M. The in vitro action of plants on *Vibrio cholerae*. **Rev. Gastroenterol.** Peru, v. 14, n.01 p. 27-31, jan.1999.

CHUANG,P. Antifungal activity of crude extracts and essential oil of *Moringa oleifera* Lam. **Bioresource Technology**, v.98, p.232-236, 2007.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo : CETESB, 2010.

DAVINO, F. dos S. F. **Tecnologia de Tratamento de Água** . Rio de Janeiro : Água na Indústria Editores Ltda, 1976.

DERISIO, J. C. **Introdução ao Controle de Poluição Ambiental**. 2.ed. São Paulo: Signus Editora, 2000.

Di BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e Técnicas de Tratamento de Água**. 2. ed. São Carlos: Rima, 2005 . v. 1

DIOURI, M. **Study of a Natural Flocculating Agent for Water and Wastewater Treatment**. , Florida: University of South Florida, 2004.

FELIX, E.P.; CARDOSO, A.A.; Amônia (NH<sub>3</sub>) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n.1,p. 123-130, jun.2004.

FERNANDES, F. *et. al.* Tratamento biológico de lixiviado de resíduos sólidos urbanos. In: **Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterro sanitário** : PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

FOIDL,N.; MAKKAR, H.P.S; BECKER, K. The Potential of *Moringa oleifera* for agricultural and industrial uses. In: **The Miracle Tree – The Multiple Attributes of Moringa** . Tanzania-USA : Ed. Lowell , 2001

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. FUNASA. **Manual Prático de Análise de Água**. 2. ed. rev. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2006.

GALLÃO ,M. I.; DAMASCENO,L. F.; BRITO, E .S.; Avaliação química e estrutural da semente de moringa. **Rev. Ciência Agronômica**, Fortaleza -CE, v.37, n. 1, p. 106-109, 2006.

GHEBREMICHAEL ,K. A. et al. A simple purification and activity assay of the coagulant protein from *Moringa oleifera* seed. **Water Research**, Stockholm, v. 39, n.11, p. 2338-2344, July 2005.

GIORDANO,G. **Tratamento e controle de efluentes industriais**. Rio de Janeiro : UFRJ, 2003.

GOMES, L.P. **Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2009.

GONÇALVES, F. B., SOUZA, A. P. **Disposição oceânica de esgotos sanitários: história e prática**. Rio de Janeiro: ABES, 1997.

GREGORY, J.; DUAN, J. Hydrolyzing Metal Salts as Coagulants. **Pure Applied Chemistry**, v. 73, n 12, 2001.

GUEYRARD, D. *et al.* First synthesis of na O-glycosylated glucosinolate isolated from *moringa oleifera*. **Tetrahedron Letters**, London, v.41, n.43. p. 8307 – 8309, Oct 2000.

HENZE, M. et al. **Wastewater Treatment: biological and Chemical Processes**. Berlim: Springer Verlag; 1995.

HESPANHOL, I. Água e saneamento básico : uma visão realista. In: **Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo : Editora Escrituras, 1999. 718 p.

HOSSAKA, A. L. **Tratamento biológico de lixiviados de aterro sanitário, utilizando como pré-tratamento a remoção parcial de N amoniacal por stripping**. 2009. 79 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Tecnologia e Urbanismo, Londrina, 2008.

IMHOFF, K.R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. 26. ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda, 1986. 301 p.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KANG, K.; SHIN, H. S., PARK, H. Characterization of humic substances present in landfill ages and its implications. **Water Research**, Korea, v. 36, n. 29, p. 4023-4032, march 2002.

KIRCHMER, C; ARBOLEDA, J; CASTRO, M. **Polimeros Naturales y su Aplicación como Ayudantes de Floculación**. Lima: Peru, 1975. (Documentos técnicos 2)

KUMARI,P. *et al.* Biosorption studies on shelled *Moringa oleifera* Lamarck seedp powder: Removal and recovery of arsenic from aqueous system. **Int.J.Miner.Process**, Tamil Nadu, India, v.78, p. 131-139, may 2006.

KURNIAWAN, T. A.; WAI-HUNG, L.; CHAN, Y.S.G. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, v.B129 , p. 80–100 , 2006.

Le CHEVALIER, M., KEUNG Au, K. Water Treatment and Pathogen Control. **WHO**, South, Africa , v 34, n 05, p. 75-91 oct /2004.

LUZ, L.A. **Purificação, Caracterização e Determinação da atividade Coagulante da Lectina das sementes de *Moringa oleifera***, 2009. 37f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2009.

MACINTYRE, A. J.. **Instalações hidráulicas prediais e industriais**. 3.ed. Rio de Janeiro: LTC,1996.35 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A.. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba : Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1989. 193p.

MATOS, J. E.X; SILVA, F. J. A. Sobre Dispersões de *Moringa oleifera* para Tratamento de Água. **Rev. Tecnol.** Fortaleza, v.29, n.2, p.157-163, dez. 2008.

MENDES, C. G. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cores variáveis**. 1989. 101f. Tese (Doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1989.

METCALF, L.; EDDY, P.H. **Waste Engineering**. São Paulo : McGraw Hill, 2003.

METCALF, L.; EDDY, P.H. **Tratamiento y Depuración de las aguas residuales**. 2 ed. Barcelona: Editorial Labor , 1981. 837 p.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta nº1 de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **COPAM/CERH-MG**, Belo Horizonte, 2008.

MORAES, L. C. K. Estudo da Coagulação Ultrafiltração com o Biopolímero Quitosana para a Produção de Água Potável. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO EM PETRÓLEO E GÁS, 2004, Aracaju SG. Disponível em <http://www.portalabpg.org.br/PDPetro/5/publicacoes/repositorio/trabalhos/3622009.32.1.2.pdf> < Acesso em 24 nov. 2011.

MORTON, J. F. The horsedish tree. *Moringa pterygosperma* (moringaceae): a boom to arid lands? **Economic Botany**, Ypsilanti, v.45.n.3.p.318 – 333, July/Sept. 1991.

NDABIGENGESERE, A., NARASIAH, K. S., TALBOT, B. G.. Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. **Water Research**, Quebec, Canada, v. 29, pp. 703-710, feb. 1995.

NDABIGENGESERE, A. NARASIAH, K.S. Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. **Water Research**, Quebec, Canada , v.32, n.3, p.781-791, mar. 1998.

NETTO, J. M. A. et al. **Sistemas de esgotos sanitários**. 2.ed. São Paulo: CETESB, 1977. p.19-26.

NETTO, J. M. de A. Tanques sépticos: conhecimentos atuais. **Revista Engenharia Sanitária**. Rio de Janeiro, v.24, n.2, p. 222-229, jan/1985.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário**: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo : Edgard Blucher, 2003.

ODEGAARD, H. Chemical Floc Formation in Wastewater Treatment – An Introduction. **Prog. Wat. Tech.** EUA, v. 1, p.103-110, 1979.

OZTURK, I. et al. Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. **Waste Management**, Rio de Janeiro, v.16, n. 24, p. 441-446, oct. 2003.

PACHECO, J. R.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume). **Rev Bras. Eng. Sanit. Amb**, v.9, n.4, p. 306-311, mar.2004.

PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T.F. Águas Residuárias: visão de Saúde Pública e Ambiental. In: **Saneamento, Saúde e Ambiente** : fundamentos para um Desenvolvimento Sustentável. Barueri – SP: [s.n.], 2005.

PI, K.W.; LI, Z.; WAN, D.J.; GAO L.X. Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process. **Process Safety and Environmental Protection**, Whuan, China, v.87, n. 03, p. 191–196, may 2009.

PRICE, M .L **The moringa tree**. [S.l.:s,n],1985.

PAWLOWSKI, U.; PRADO, M. Alternativas para o tratamento de resíduos de feculárias, **Rev.Brasil Alimentos** , n. 22 , Out/Nov. 2003 .

RANGEL, M. S. **Moringa oleifera**: um Purificador Natural de Água e Complemento Alimentar para o Nordeste do Brasil. Flores e Folhas. 2009. Disponível em:<<http://www.jardimdeflores.com.br/floresefolhas/A10moringa.htm>> Acesso em: 12 nov. 2011.

Ravina, L. **Coagulation & Flocculation**. Staunton, Virginia : Zeta-Meter Inc, 1993.

RICHTER, C. A; NETTO, J. M. de A. **Tratamento de Água**: tecnologia atualizada. São Paulo: Edgard Blücher, 1991.

RODRIGUES, A. L. **Utilização de sementes de *Moringa oleifera* no tratamento de efluentes de viveiros de criação de tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* variedade chitralda**. 2005. 92f. Dissertação (Mestrado)- Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia, Centro de Ciências Agrárias -UFPB, Paraíba , 2005.

ROQUE, O.C.C. **Sistemas Alternativas de Tratamento de Esgotos Aplicáveis as Condições Brasileiras**. 1997. 153f. Tese de Doutorado em Saúde Pública, FIOCRUZ – Rio de Janeiro, 1997.

SILVA, G. H. **Sistema de alta eficiência para tratamento de esgoto residencial - estudo de caso na lagoa da conceição**. 2004. 88f. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SILVA, D.; CORRÊA, P.; FIRME, L.; NEVES, L. Caracterização Físico-Química De Frutos De Quatro Cultivares De Quiabo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.23, n.3, p.722-725, jul-set/2005.

SILVA SALESA, T. **Estudo de Tratabilidade Físico-Química com uso de Taninos Vegetais em Água de Abastecimento e de Esgoto**, 1999. 82f. Dissertação (Mestrado)-Fundação Oswaldo Cruz, São Paulo, 1999.

SANEPAR, PROSAB. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura, Curitiba, 1999. disponível em: [http://www.finep.gov.br/prosab/livros/uso\\_manejo\\_lodo\\_agricultura.pdf](http://www.finep.gov.br/prosab/livros/uso_manejo_lodo_agricultura.pdf). Acesso em 17 set. 2011.

SOUSA, de B. E. Avaliação química e estrutural da semente de moringa. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, Ceará v.37, n.1, p.106-109, 2006.

TATSI, A.A; ZOUBOULIS, A.I A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). **Advances in Environmental Research**, v. 6, p. 207 –219, 2002.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG ,1996. 243p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- Universidade Federal de Minas Gerais, 2005. v.1, 452 p.

WISZNIOWSKI, J. et al. Landfill leachate treatment methods: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 4, p.51-61, 2006.

ZOUBOULIS, A. I.; CHAI, X-L.; KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. **Journal of Environmental Management**, v. 70, p.35-41, 2004.