

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
COORDENAÇÃO DE ENGENHARIA AMBIENTAL  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**ALINE HANNY PERALTA**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA POR PROCESSOS  
FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA  
2014**

**ALINE HANNY PERALTA**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE DE INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA POR PROCESSOS  
FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná como requisito parcial para obtenção do título de Engenheira Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi

**LONDRINA  
2014**



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do**  
**Paraná**  
Campus Londrina  
Coordenação de Engenharia Ambiental



## TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Tratamento de efluente de indústria alimentícia por processos físico-químicos e biológicos

por

Aline Hanny Peralta

Monografia apresentada no dia 04/08/2014 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

---

Prof. Dr. Ajadir Fazolo  
(UTFPR)

---

Prof. Dra. Edilaine Regina Pereira  
(UTFPR)

---

Profa. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
(UTFPR)  
Orientador

---

Prof. Dra. Joseane Debora Peruço Theodoro  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente a Deus, por tudo que me proporciona.

Agradeço a minha mãe, Luiza Regina Peralta, que esteve presente e me apoiou durante toda a caminhada do curso, não medindo esforços para que eu chegasse até esta etapa de minha vida.

Aos meus queridos amigos, sou grata pelo carinho, companheirismo e pelos vários momentos inesquecíveis nesta trajetória.

A todos os professores do curso, que foram tão importantes na minha caminhada acadêmica.

E ao professor e orientador Dr. Ricardo Nagamine Costanzi pelo convívio, paciência e apoio no amadurecimento dos meus conhecimentos que me levaram a execução e conclusão deste trabalho.

## RESUMO

PERALTA, Aline Hanny. Tratamento de efluente de indústria alimentícia por processos físico-químicos e biológicos. 2014. 74 pg. Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina 2014.

Os prejuízos devido à ação do homem têm atingido grandes proporções e podem ser observadas principalmente pelas alterações na qualidade da água. As indústrias alimentícias necessitam deste recurso para utilização de diversas formas que vai desde a incorporação aos produtos até a lavagem dos utensílios fabris. Este trabalho estuda melhorias ao tratamento de efluente de uma empresa alimentícia para obter um lançamento dentro dos padrões exigidos por lei. A pesquisa foi dividida em duas etapas: a primeira constituiu no tratamento físico-químico com a proposta de utilização de dois tipos de coagulantes: o sulfato de alumínio (com auxílio de floculante GAP) e coagulante vegetal à base de tanino (Tanfloc SG). A segunda etapa baseou-se na avaliação de três sistemas biológicos distintos de tratamento: dois biofiltros aerados submersos (BAS), (reator 1 e reator 2), e um sistema de Lodos Ativados (reator 3). Nos reatores 1 e 3 foram adicionados nutrientes a fim de auxiliar a oxidação de compostos orgânicos. Na primeira etapa do estudo, com a utilização do coagulante sulfato de alumínio, obteve-se remoção de 29% de DQO; 76% de cor e 72% de turbidez. Já na utilização de coagulante natural à base de tanino os resultados foram: 14% para remoção de DQO; 88% para cor e 83% para turbidez. Verificou-se que no Reator 1, no qual era inserido nutrientes, a remoção de todas as variáveis foram superiores (44% de DQO, 31% de cor e 67% de turbidez). Ao final do estudo decidiu-se realizar novamente os ensaios físico-químicos sobre os efluentes finais dos três reatores biológicos a fim de alcançar melhores rendimentos. Como resultados ótimos, na utilização de sulfato de alumínio, foram alcançados valores de 80%, 89% e 43% na remoção cor, turbidez e DQO respectivamente. Já na utilização de coagulante natural à base de tanino os resultados ótimos alcançados foram 85% 85% e 48% na remoção de cor, turbidez e DQO respectivamente. Conclui-se que no caso do efluente industrial analisado, com alta concentração de matéria orgânica, a utilização de tratamento físico-químico posterior ao tratamento biológico se faz necessário para a retenção de biomassa e sólidos suspensos provenientes do BAS. A adição de nutrientes em BAS teve eficiência significativa se comparado aos outros reatores analisados, portanto essa prática também se torna interessante como auxílio para o alcance dos parâmetros exigidos por lei para lançamento de efluente em corpos de água.

**Palavras-chave:** Efluente industrial; Tratamento físico-químico; Biofiltro aerado submerso; Lodos Ativados; Alta concentração de matéria orgânica.

## ABSTRACT

PERALTA, Aline Hanny. Treatment of food industry effluents by physico-chemical and biological processes. 2014. 74 pg. Course conclusion work of Environmental Engineering –Federal Technologic University of Paraná (UTFPR), Londrina 2014.

The losses caused by the action of man has reached large proportions and can be observed mainly by changes in water quality. Food industry need this resource to use in various ways that goes from the incorporation of the products to washing of utensils manufacturing. This paper studies improvements to the treatment of effluent from a food company for a launch within the standards required by law. The research was divided into two stages; the first consisted in the physical-chemical treatment with the proposed use of two tips of coagulants: aluminum sulfate (with the aid of flocculent GAP) and plant-base coagulant tannin (Tanfloc SG). The second stage of the treatment was based on the evaluation of three different biological treatment systems, two submerged aerated biofilters (BAS), (reactor 1 and reactor 2) and an activated sludge reactor (reactor 3). In reactors 1 and 3 were added nutrients to help the oxidation of organic compounds. In the first stage of treatment with the use of coagulant of aluminum sulfate a 29% removal of COD, 76% removal of color and 72% removal of turbidity was obtained. When using natural tannin-based coagulant results were 14% removal of COD, 88% removal of color and 83% removal of turbidity. In biological reactors, it was verified that the reactor 1, in which nutrients were inserted, removal of all variables were higher (44% removal of COD, 31% removal of color, 67% removal of turbidity). By the end of the study it was decided to conduct the physical-chemical tests of final effluent from three biological reactors again in order to achieve improved yields. As optimal results with the use of aluminum sulfate values of 80% removal of color, 89% removal of turbidity and 43% removal of COD were achieved. When using natural tannin-based coagulant the optimal results achieved were 85% removal of color and turbidity and 48% removal of COD. In conclusion in the case of the effluent analyzed, with high concentration of organic matter, the use of biological treatment subsequent to physical-chemical treatment is necessary for the retention of biomass and suspended solids derived from BAS. The addition of nutrients has significant BAS efficiency compared to other reactors analyzed, so this practice also becomes interesting as an aid to achieving the parameters required by law to disposal of effluent into water bodies.

**Key Words:** Industrial effluent; Physico-chemical treatment; Submerged aerated biofilter; Activated Sludge; High concentration of organic matter.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição do consumo de água em uma indústria alimentícia. ....	15
Figura 2 - Percentagens de remoção total entre os coagulantes utilizados. ....	22
Figura 3 - Percentual de redução dos parâmetros DQO, cor e turbidez. ....	23
Figura 4 - Esquema simplificado de biofiltro aerado submerso multi-estágio.....	27
Figura 5 - Representação do processo de tratamento existente na indústria. ....	30
Figura 6 - Tratamento biológico em escala de bancada.....	34
Figura 7 - Material suporte empregado (Bioring).....	34
Figura 8 - Curva de calibração de DQO. ....	39
Figura 9 - Remoção de cor aparente, turbidez e DQO para os diferentes ensaios. ...	43
Figura 10 - Variáveis significativas para remoção de turbidez de acordo com o diagrama de Pareto.....	45
Figura 11 - Curva de contorno para remoção de turbidez.....	46
Figura 12 - Variáveis significativas para remoção de cor de acordo com o diagrama de Pareto.....	48
Figura 13 - Curva de contorno para remoção de cor.....	49
Figura 14 - Remoção de cor e seus respectivos valores residuais. ....	51
Figura 15 - Remoção de turbidez e seus respectivos valores residuais.....	52
Figura 16 - Remoção de DQO e seus respectivos valores residuais. ....	52
Figura 17 - Remoção de cor, turbidez e DQO para diferentes concentrações de Tanino. ....	53
Figura 18 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 1). ....	54
Figura 19 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 2). ....	55
Figura 20 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 3). ....	56
Figura 21 - Variação de remoção de cor nos três reatores biológicos. ....	57
Figura 22 - Variação de remoção de turbidez nos três reatores biológicos.....	57
Figura 23 - Variação temporal da DQO bruta nos efluentes das unidades. ....	59
Figura 24 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos reatores biológicos. ....	60
Figura 25 - Variação do pH nos três reatores.....	62
Figura 26 - Variação de condutividade nos três reatores. ....	63
Figura 27 - Remoção de sólidos nos três reatores.....	64
Figura 28 - Remoção das variáveis de acordo com os reatores para coagulante a base de sulfato de alumínio.....	65

Figura 29 - Remoção das variáveis de acordo com os reatores para coagulante a base de sulfato de alumínio.....66



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classificação dos corpos de água de acordo com o uso preponderante:	16
Tabela 2 - Comparação de padrões de lançamento de estados distintos.....	18
Tabela 3 - Configuração das rotações utilizadas no "Jar test" . ....	31
Tabela 4 - Variáveis e níveis definidos para o planejamento fatorial.....	32
Tabela 5 - Planejamento Fatorial: combinações das variáveis.....	32
Tabela 6 - Concentrações de coagulante utilizado em cada ensaio .....	33
Tabela 7 - Alimentação dos reatores na partida do sistema. ....	36
Tabela 8 - Alimentação de acordo com os reatores. ....	37
Tabela 9 - Características físicas e químicas do efluente bruto. ....	41
Tabela 10 – Variação das concentrações de Floculante e Coagulante nos ensaios.	42
Tabela 11 - Matriz do planejamento DCCR e remoções associadas. ....	43
Tabela 12 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta turbidez. ....	44
Tabela 13 - ANOVA para variável resposta turbidez.....	45
Tabela 14 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de turbidez. ....	46
Tabela 15 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta cor. ....	47
Tabela 16 - ANOVA para variável resposta cor.....	48
Tabela 17 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de cor ...	49
Tabela 18 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de DQO. ....	50
Tabela 19 - Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 1).....	54
Tabela 20 - - Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 2).....	54
Tabela 21- Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 3).....	55
Tabela 22 - Valores médios de DQO dos afluentes e efluentes dos reatores. ....	58
Tabela 23 - Valores residuais de oxigênio dissolvido nos reatores. ....	60
Tabela 24 - Variação do pH nos três reatores.....	61
Tabela 25 – Variação da concentração de sólidos nos três reatores biológicos. ....	64
Tabela 26 - Concentrações de coagulante e floculante. ....	64
Tabela 27 - Eficiência global dos tratamentos biológicos e físico-químicos. ....	66

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

APHA – American Public Health Association

BAS – Biofiltro Aerado Submerso

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DCCR – Delineamento Composto Central Rotacional

DQO – Demanda Química de Oxigênio

GAP - Metil Azoteto de Glicidila

IAP – Instituto Ambiental do Paraná

OD – Oxigênio Dissolvido

SST – Sólidos Suspensos Totais

ST – Sólidos Totais

STF – Sólidos Totais Fixos

STV – Sólidos Totais Voláteis

TD – Tempo de Detenção

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>13</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	13
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>14</b>
3.1 USO DA ÁGUA NA INDÚSTRIA.....	14
3.2 ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS .....	16
3.3 PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS NA INDÚSTRIA.....	18
3.4 USO DE COAGULANTES MINERAIS.....	21
3.5 USO DE TANINO .....	22
3.6 TRATAMENTO BIOLÓGICO .....	24
3.7 LODOS ATIVADOS .....	25
3.8 FILTRO BIOLÓGICO .....	26
3.9 REQUISITOS NUTRICIONAIS .....	28
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
4.1 DESCRIÇÃO GERAL DA PESQUISA. ....	29
4.2 1ª ETAPA - TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO POR COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO - SEDIMENTAÇÃO.....	31
4.2.1 Coagulante sulfato de alumínio + Flocculante GAP.....	32
4.2.2 Tanino .....	33
4.3.1 Partida.....	35
4.3.2 Adição de Nutrientes .....	37
4.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DOS EFLUENTES DE REATORES BIOLÓGICOS .....	37
4.4 VARIÁVEIS DE RESPOSTA .....	38
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>41</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.....	41

5.2 FÍSICO-QUÍMICO.....	42
5.2.1 Sulfato de alumínio + Flocculante GAP .....	42
5.2.2 Tanino .....	50
5.3 REATORES BIOLÓGICOS.....	53
5.3.1 Partida.....	53
5.3.2 Avaliação do desempenho dos reatores biológicos .....	56
5.3.3 Cor Aparente e Turbidez .....	56
5.3.4 Remoção de matéria orgânica .....	58
5.3.5 Oxigênio dissolvido .....	59
5.3.6 pH.....	61
5.3.7 Condutividade .....	62
5.3.8 Análise de Sólidos.....	63
5.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DOS EFLUENTES DE REATORES BIOLÓGICOS .....	64
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>67</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>68</b>
<b>APÊNCIDE A .....</b>	<b>73</b>
<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>74</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os prejuízos devido à ação do homem têm atingido grandes proporções e podem ser observadas principalmente pelas alterações na qualidade da água. A água por ser um bem vital, cada dia mais escasso quantitativamente e qualitativamente em alguns locais, já pode ser considerada um dos recursos econômicos mais valiosos da atualidade.

Nesse contexto, as indústrias alimentícias necessitam deste recurso para utilização de diversas formas como: lavagens de máquinas, tubulações e pisos; sistemas de resfriamento e geradores de vapor; assimilação aos produtos e sistema sanitário. Exceto pelos volumes incorporados aos produtos e pelas perdas por evaporação, as águas têm suas propriedades alteradas pelos resíduos do processo industrial, originando assim os efluentes líquidos (GIORDANO, 2004).

A verificação da eficiência do sistema produtivo deve ser questionada visando à redução de perda de água pelo processo. Após a otimização industrial, a poluição hídrica deve ser controlada com auxílio de tecnologias de tratamento de efluentes líquidos.

A indústria alimentícia estudada está situada na cidade de Londrina e produz basicamente doce como geleia de mocotó e produtos de amendoim. O efluente gerado da linha de produção é tratado através de um sistema físico-químico, para remoção de sólidos, seguido de um sistema biológico para remoção de carga orgânica. Porém a indústria vem enfrentado dificuldades quanto à remoção de carga orgânica.

Este trabalho visa auxiliar e avaliar o sistema existente, bem como propor melhorias na estação de tratamento de efluentes para possibilitar um aumento da eficiência de remoção do parâmetro DQO.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar o sistema de tratamento de efluentes de empresa alimentícia com especificidade na produção de doces, visando melhorar a eficiência do sistema composto por processo físico-químico seguido de filtro biológico.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Otimizar a utilização de coagulante e floculante do processo físico-químico;
- Avaliar o uso de coagulante natural à base de tanino;
- Avaliar a inserção de nutrientes para otimização dos reatores biológicos;
- Avaliar a operação e monitoramento do sistema de tratamento.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo será abordada uma revisão da literatura quanto ao tratamento de efluente industrial por processos físico-químicos e biológicos. Dar-se-á atenção para os problemas do lançamento de elevadas cargas orgânicas.

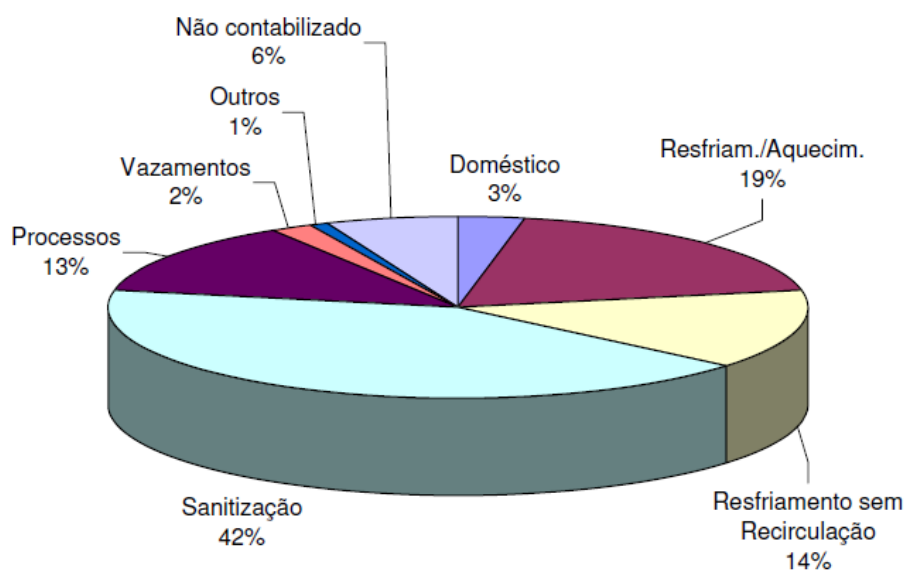
#### 3.1 USO DA ÁGUA NA INDÚSTRIA

A atual carência dos recursos hídricos é resultado da combinação de diversos fatores como: o aumento da população, a elevação do poder de compra e a necessidade imprescindível de ampliar e estender as áreas de irrigação, a fim de aumentar a produtividade. O processo de industrialização, com vista ao desenvolvimento econômico, também adicionou práticas danosas ao meio ambiente, gerando problemas cada vez mais graves. Tudo isso conjugado à irresponsabilidade perante a utilização dos recursos hídricos, onde não foi levado em conta que estes um dia poderiam se esgotar. Hoje em dia, a consciência do homem pelos problemas ambientais, tais como a exploração dos recursos naturais e os despejos de poluentes, traz consigo a necessidade de desenvolver novas estratégias com relação ao controle da poluição (MORENO, 2007).

A água desempenha uma função essencial ao exercício da maioria das unidades industriais. Como tal, poderá apresentar-se como um fator limitante ao desenvolvimento industrial, mesmo em regiões onde a água é um recurso abundante (OLIVEIRA, 2009).

Mierzwa (2002) defende que os efluentes industriais carregam problemas mais sérios de poluição, isso porque a variedade de atividades desenvolvidas pela indústria, a qual apresenta características muito diversas, contém vários tipos de substâncias que podem ter efeitos adversos sobre os seres vivos, caso as mesmas atinjam os corpos de água.

Nas indústrias alimentícias o uso da água nas operações de processamento de alimentos é extenso. Consiste em qualquer operação do processo de limpeza, separação ou empacotamento do alimento, incluindo a limpeza dos equipamentos e utilidades. A Figura 1 abaixo mostra a distribuição do consumo de água em uma indústria alimentícia.



**Figura 1 - Distribuição do consumo de água em uma indústria alimentícia.**  
**Fonte: DPPEA (1998)**

O uso nos processos industriais vai desde a incorporação nos produtos até a lavagem de materiais e instalações, utilização em sistemas de refrigeração e geração de vapor. Estima-se que a cada ano acumulam-se nas águas de 300 mil a 500 mil toneladas de dejetos provenientes das indústrias (BRASIL, 2011).

As grandes empresas querem manter seus produtos competitivos no mercado, e por isso, a busca constante por diminuir os custos atinge todos os itens que compõem o valor final de seus produtos. Frente a isso, a exaustão dos recursos hídricos dentro da indústria faz aumentar as preocupações em melhorar a eficiência da sua utilização.

Para atender as diretrizes de maximização dos recursos hídricos e minimização dos impactos negativos relativos à geração de efluentes, Mierzwa (2002) lembra que é preciso que o modelo de gerenciamento da água e efluentes na indústria leve em consideração aspectos legais, institucionais, técnicos e econômicos referentes ao consumo de água e liberação de efluentes para o meio ambiente e, por fim, as diversas técnicas de tratamento de efluentes disponíveis.



### 3.2 ASPECTOS LEGAIS E INSTITUCIONAIS

É crescente a preocupação de órgãos ambientais e da sociedade em torno dos efeitos maléficos provenientes dos despejos industriais ao meio ambiente. Como consequência, desenvolvem-se legislações específicas e intensificam-se as fiscalizações no que concerne a qualidade dos efluentes antes de seu destino final.

A Resolução CONAMA nº 357 de 2005, como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Esse enquadramento não está necessariamente baseado nas condições atuais desses corpos, mas nos níveis de qualidade que esses deveriam possuir para atender às necessidades das comunidades. As águas foram divididas em nove classes, entres as doces (classe especial, classe I à classe IV), salobras (classe V à classe VI) e salinas (classe VII à classe VIII) (BRASIL, 2005). A Tabela 1 abaixo ilustra um resumo das classes com seus respectivos usos preponderantes.

**Tabela 1 - Classificação dos corpos de água de acordo com o uso preponderante:**

Uso	Classe								
	Especial	1	2	3	4	5	6	7	8
Abastecimento Doméstico	X	X	X	X					
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas	X								
Recreação de contato primário	X					X	X	X	X
Proteção das comunidades aquáticas		X	X			X		X	
Irrigação		X	X	X					
Aqüicultura		X	X			X		X	
Dessedentação de animais				X					
Navegação					X		X		X
Harmonia Paisagística					X		X		X
Usos Menos Exigentes					X				

**Fonte: Resolução CONAMA nº 357 de 2005 (BRASIL, 2005).**

A Resolução CONAMA nº 430 de 2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357 de 2005. O efluente só poderá ser lançado diretamente no corpo receptor após

obedecer aos padrões previstos no artigo 16º da Resolução CONAMA nº 430. Sobre as condições de lançamento de efluentes:

a) pH entre 5 a 9;

b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;

c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;

d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente;

e) óleos e graxas:

1. óleos minerais: até 20 mg.L-1;

2. óleos vegetais e gorduras animais: até 50 mg.L-1;

f) ausência de materiais flutuantes; e

g) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

A legislação é certamente a primeira condicionante quando se trata do planejamento de uma estação de tratamento de efluentes industriais. É importante ressaltar que devido às diferenças das legislações de um Estado brasileiro para outro, muitas vezes inviabilizam a aplicação de uma mesma estação de tratamento de efluente que obteve êxito em uma determinada região para outra (COUTO JUNIOR, 2011). A Tabela 2 abaixo demonstra os diferentes padrões de lançamento de efluente em corpos de água de acordo com alguns Estados brasileiros.

**Tabela 2 - Comparação de padrões de lançamento de estados distintos.**

	Temp.	pH	Cor verdadeira	Sólidos Sedimentáveis	Sólidos Suspensos	DBO	DQO
PR	< 40° C	5,0-9,0	-	≤1mg.L-1		50 mg.L-1	200 mg.L-1
SP	< 40° C	5,0-9,0	-	≤1mg.L-1		Até 60 mg.L-1 ou remoção de 80%	
RJ	< 40° C	5,0-9,0	Ausente	≤1mg.L-1			
MG	< 40° C	6,0-9,0	-	≤1mg.L-1	≤100 mg.L-1	≤ 60 mg.L-1 ou remoção de 75%	≤180 mg.L-1 ou remoção de 70%
RS	< 40° C	6,0-9,0	Não conferir mudança ao corpo receptor		50-180 mg.L-1*	40-180 mg.L-1 1*	150-400 mg.L-1 1*

(\*) Padrões de emissão variam conforme as faixas de vazões estabelecidas.

Fonte: Paraná (2009); São Paulo (1976); NT-202.R-10 (1986); Minas Gerais (2008); Rio Grande do Sul (2006).

### 3.3 PROCESSOS FÍSICO-QUÍMICOS UTILIZADOS NA INDÚSTRIA

O processo físico-químico pode ser utilizado como pré-tratamento com a finalidade de aumentar a eficiência do processo biológico, ou também como pós-tratamento, para a remoção complementar de carga orgânica, cor e sólidos em suspensão (TATSI *et al*, 2003).

Os processos físico-químicos de coagulação, floculação e sedimentação são amplamente utilizados para a remoção de impurezas coloidais. Segundo Di Bernardo & Dantas (2005) partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral apresentam cargas negativas na água. Quando duas partículas coloidais se aproximam devido ao movimento browniano, que as mantém em constante movimento atua sobre elas forças de atração e repulsão (devido à força eletrostática ou da dupla camada elétrica), impedindo a agregação entre as partículas e a conseqüente formação de flocos.

Desta forma, a coagulação é um processo combinado de mecanismos que favorecem a atração entre as partículas coloidais e a desestabilização das cargas negativas por meio da adição de produto químico apropriado. Habitualmente, são utilizados sais de ferro, alumínio ou de polímeros sintéticos, seguidos de agitação

rápida para possibilitar o crescimento das mesmas pela colisão entre si (FELICI, 2010).

Di Bernardo & Dantas (2005) consideram a coagulação química como o resultado da ação combinada de quatro possíveis mecanismos distintos: compressão da camada difusa; adsorção e neutralização; varredura; adsorção e formação de ponte. Entretanto, para os coagulantes químicos geralmente empregados, como os sais de ferro ou alumínio, há predominância dos mecanismos de adsorção-neutralização e varredura. O mecanismo de adsorção-neutralização de cargas é utilizado nas tecnologias de filtração direta, pois não há necessidade da produção de flocos para posterior sedimentação ou flotação, mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular dos filtros. Já o mecanismo da varredura é recomendado quando se tem a floculação e a sedimentação (ou flotação) como processo subsequente. É caracterizado pela utilização de elevadas dosagens de coagulante, e em geral, os flocos obtidos com esse mecanismo são maiores e sedimentam ou flutam mais facilmente.

A coagulação é influenciada por fatores que devem ser pré-analisados segundo cada processo. Couto Junior (2011) justifica alguns dos principais elementos que agem diretamente no fenômeno de coagulação:

- Espécie de coagulante: vários produtos podem desempenhar o papel de coagulante, destacando-se os sais de ferro, alumínio e outros metais, polímeros, proteínas e substâncias naturais como: quitosana, tanino vegetal, moringa, etc;
- Quantidade de coagulante: com ensaios realizados no Jar-Test encontra-se a quantidade exata das dosagens de coagulantes possíveis para realizar a remoção do material presente que se deseja remover.
- Cor e turbidez: a cor e a turbidez podem ser caracterizadas por uma maior ou menor quantidade de coloides;
- pH: o pH do meio tem uma influência determinante na ação dos agentes coagulantes, sendo que alguns têm ação mais acentuada ou nenhuma ação em diferentes valores de pH. Existe, portanto um ótimo de floculação de acordo com o pH, o qual deve ser determinado experimentalmente para cada agente e meio que se deseja tratar;

- Tempo de agitação/mistura: utiliza-se inicialmente um período de mistura rápida, quando o coagulante é adicionado. Neste período objetiva-se a imediata distribuição do coagulante de maneira uniforme. Em seguida tem-se um tempo de mistura lenta para promover a coagulação e o crescimento de partículas coaguladas formando os flocos (floculação). A mistura deve ser lenta (pouco vigorosa) neste período, para que os flocos já formados não se rompam com os gradientes de velocidade;
- Temperatura: a coagulação ocorre de forma melhor em temperaturas mais altas e, portanto o uso de temperaturas mais baixas durante a coagulação aumenta o consumo de coagulante;
- Outras características químicas do meio: a alcalinidade; teor de ferro e presença de intensa matéria orgânica ou inorgânica são características que influenciam muito na coagulação.

A floculação é um processo físico que ocorre logo em seguida da coagulação. O objetivo é a formação de flocos maiores, ou um aglomerado de partículas semelhante a um feixe de partículas fibrosas e porosas (como um feixe de lã). Esta etapa de aglomeração é resultado dos choques das partículas devido à agitação suave no meio através de gradientes de velocidade. Os contatos provocados permitem que os flocos aumentem em tamanho e densidade, tornando-os mais fáceis de sedimentarem. Processo seguinte à floculação é a sedimentação, fenômeno físico que, por meio da gravidade, separam as partículas do meio líquido. Quando os flocos já estão agregados, os mesmos começam a sedimentar, uns com tamanhos grandes, outros, nem tanto. Conforme vão se sedimentando, vão encontrando novas partículas e finalmente atingem o fundo da câmara de sedimentação, formando assim o lodo (GIRARD, 2009).

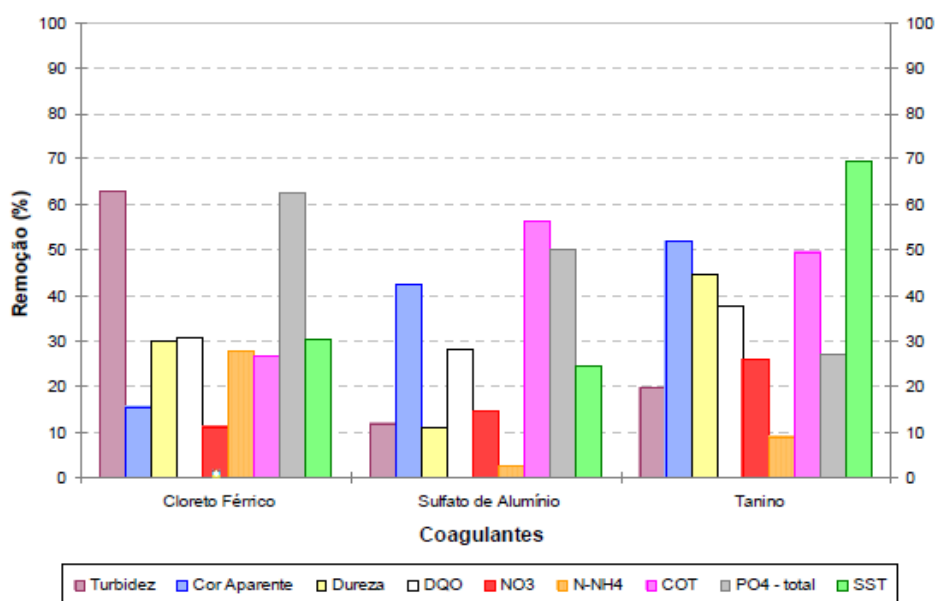
A determinação do melhor coagulante a ser utilizado e sua aplicação são muito importantes no tratamento de efluentes industriais. Para isto faz-se o ensaio de jarros nos quais se verifica a eficácia dos distintos produtos. Os coagulantes mais empregados são os inorgânicos, que são sais trivalentes de ferro e alumínio, porém coagulantes naturais surgem como alternativa no tratamento de águas residuais.

### 3.4 USO DE COAGULANTES MINERAIS

Dentre os vários coagulantes de origem química, os sais de alumínio e ferro por serem de baixo custo, são os mais utilizados no tratamento de água e esgoto.

Entretanto, Vaz (2009) aponta algumas desvantagens do uso de coagulantes minerais, tais como problemas de saúde causados pelo alumínio residual em águas tratadas, produção de grande volume de lodo, consumo da alcalinidade do meio, acarretando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH, principalmente no tratamento de água.

Estudos sobre a utilização de coagulantes em tratamentos de diversos tipos de efluentes são encontrados. Máximo (2007) estudou o tratamento de lixiviado com concentração elevada de matéria orgânica recalcitrante (relação DBO5/DQO média de 0,40), metais pesados e nitrogênio amoniacal. Foram determinadas as condições operacionais ótimas de mistura rápida e lenta, além das dosagens ótimas de coagulantes como o cloreto férrico, sulfato de alumínio e tanino. O cloreto férrico e o tanino apresentaram desempenhos semelhantes, sendo que o tanino teve melhor eficiência na remoção de nitrato (28%), DQO (38%) e COT (50%). Já o cloreto férrico apresentou melhor eficiência de remoção no fósforo total (62%), nitrogênio amoniacal (28%), turbidez (68%) e cor aparente (68%). Quanto ao sulfato de alumínio, apesar de apresentar as menores remoções de DQO (28%), N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (2%) e nitratos (15%), vale destacar sua eficiência na remoção de COT (54%) e fósforo total (54%). Estes resultados podem ser observados na Figura 2.



**Figura 2 - Percentagens de remoção total entre os coagulantes utilizados.**  
**Fonte: Máximo (2007)**

Segundo o autor, as baixas eficiências de remoção na maioria das características analisadas, utilizando sulfato de alumínio, podem ser devidas à faixa de pH utilizada nos ensaios, entre 7,5 a 7,6. Melhores remoções poderiam ter sido alcançadas por cloreto férrico e tanino, caso tivesse sido procedido ajuste de pH no processo.

Caso semelhante ocorreu com o trabalho apresentado por Corala et al, (2009) que compararam a utilização de tanino e sulfato de alumínio como coagulantes na obtenção de água potável. Pôde-se verificar a redução de pH de acordo com o aumento da concentração de sulfato de alumínio, o que não acontece com tanino. Porém, em termos de redução de matéria orgânica e sólidos sedimentáveis, o coagulante inorgânico se fez mais eficiente.

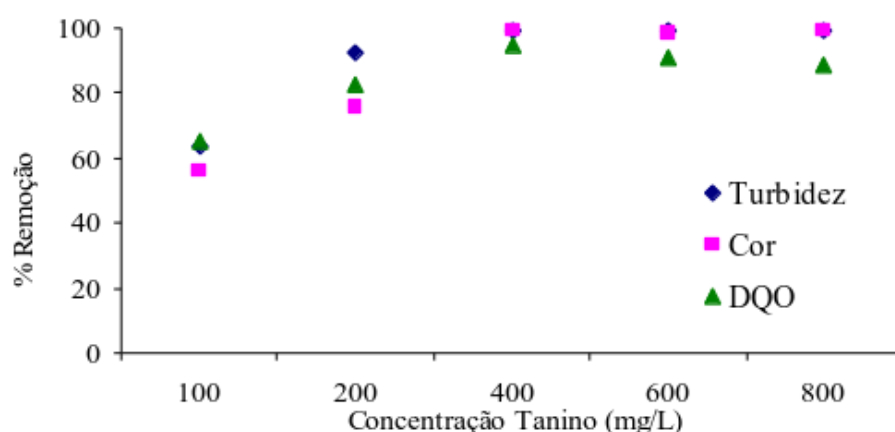
### 3.5 USO DE TANINO

O uso de coagulantes de origem natural é uma alternativa viável para a substituição dos coagulantes químicos, principalmente em relação à alcalinidade, que não é consumida durante o processo de tratamento, à biodegradabilidade e à baixa geração de lodo. Comercialmente o tanino vegetal é encontrado sob o nome de Tanfloc, que é um floculante orgânico catiônico de baixa massa molar, à base de

taninos naturais extraídos da casca da acácia negra. É utilizado em uma série de pesquisas, empresas e companhias de saneamento para o tratamento de efluentes.

Pelegrino (2011) avaliou o sistema de flotação de esgoto sanitário pré-tratado em reatores UASB, utilizando coagulantes com tanino associado ou não a polímeros sintéticos. O conjunto de dosagem de coagulante tanino e polímero mais vantajoso, que apresentou remoção satisfatória dos parâmetros estudados, foi  $65 \text{ mg.L}^{-1}$  de tanino e  $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$  de polímero catiônico, atingindo remoções de 95,2% de turbidez, 82,1% de cor aparente, 49,2% de fósforo total, 80,7% de DQO e 87,9 % de SST.

Couto Junior et al (2012) verificaram a eficiência na remoção de cor, turbidez e DQO de efluente têxtil empregando o coagulante natural tanino (Tanfloc SG). Os melhores resultados foram expressos pela dosagem de  $400 \text{ mg.L}^{-1}$  chegando à remoção de 99,65% de turbidez e 99,17% de cor. A DQO foi reduzida 94,81% de seu valor inicial bruto que foi de  $4500 \text{ mg O}_2/\text{L}$  (Figura 3).



**Figura 3 - Percentual de redução dos parâmetros DQO, cor e turbidez.**  
**Fonte: Couto Junior et al. (2012)**

Nagashima (2009) mostra em seu trabalho que o uso do tanino vegetal Tanfloc do tipo SG como agente coagulante/floculante para o tratamento de chorume, foi eficiente para remover 40% de DQO e 75% de cor.

Estudos sobre o uso de coagulante natural para a obtenção de água potável também são diversos (BONGIOVANI, 2010; CORALA et al, 2009; SIQUEIRA, 2009; MORAES et al, 2005). Bongiovani (2010), em estudo de tratamento de água potável Tanfloc SS, constatou que para remoção ótima de cor e turbidez a faixa de pH que melhor respondeu ao tratamento foi entre 6,0 e 9,0.



Já Corala et al, (2009) verificaram a viabilidade da utilização do tanino em substituição ao sulfato de alumínio como agente de coagulação e floculação no tratamento de águas para consumo. Foram utilizados testes de jarros com concentrações pré-estabelecidas entre 10 e 60 mg.L-1. Após o tratamento, o autor encontrou resultados expressivos principalmente na análise de pH do meio. Para o sulfato de alumínio, observou-se uma redução de pH de acordo com o aumento da concentração. Já os valores de pH referentes às amostras tratadas com o Tanfloc se mostraram praticamente constantes para todas as concentrações. A linearidade de valores observada pode ser justificada pelo fato deste produto não consumir a alcalinidade do meio.

### 3.6 TRATAMENTO BIOLÓGICO

Nos sistemas de tratamento biológico, microrganismos realizam a depuração dos poluentes e os transformam em produtos finais mais simples e inertes. Os sistemas mais usuais são: lagoas anaeróbias, lagoas aeróbias, filtros biológicos e processo de Lodos Ativados.

Os processos biológicos são, em síntese, caracterizados como anaeróbios ou aeróbios ou mesmo sistemas combinados (anaeróbios seguidos de aeróbios). Processos esses atualmente bastante empregados em grandes plantas de tratamento uma vez que a carga orgânica reduzida anaerobicamente não será computada para cálculo do consumo de oxigênio no sistema aeróbio à jusante, com redução proporcional do consumo de energia elétrica para aeração (OLIVEIRA, 2010).

A introdução de oxigênio contribui no metabolismo dos microrganismos aeróbios responsáveis pela oxidação biológica dos componentes orgânicos. Os compostos orgânicos mais complexos vão sendo degradados a outros mais simples, com cadeias de carbono mais curtas. A maior parte do carbono é assimilada na geração de novas células (50 a 60 %), ficando retida na biomassa. Como consequência tem-se a geração de quantidades maiores de lodo. Esta é uma das maiores desvantagens dos sistemas aeróbios de tratamento (DOMINGUES, 2005).

Contudo, Von Sperling (2002) acredita que o processo aeróbio tem grandes vantagens no que se refere à eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes. Dessa forma, os despejos da indústria alimentícia, tais como os de

lacticínios, destilarias, cervejarias, fermento, amido, matadouros e de usinas de açúcar são suscetíveis de serem tratados por processos biológicos por conterem grande quantidade de matéria orgânica incorporada.

Porém, os processos de tratamento biológico aeróbio ou anaeróbio falham frequentemente quando aplicados aos despejos industriais, pelo desequilíbrio de determinadas substâncias nutritivas necessárias ao metabolismo dos microrganismos. Entretanto, Karl (1966) afirma que a falta de nutrientes pode ser corrigida misturando o despejo industrial com esgoto doméstico ou adicionando nutrientes artificiais (nitrogênio e fosfato). O nitrogênio deve estar presente na proporção de 3 a 4% e o fósforo, de 0,5 a 0,7 % da DBO<sub>5</sub> removida. Como média pode-se adotar a relação DBO<sub>5</sub> removida: N:P=100:5:1.

### 3.7 LODOS ATIVADOS

De acordo com Von Sperling (2002), o processo de Lodos Ativados consiste em favorecer o desenvolvimento de uma cultura microbiológica aderidas a flocos, de modo a metabolizar e oxidar compostos orgânicos. Baseia-se no crescimento de organismos aeróbios, utilizando como fonte de alimento a matéria orgânica, através da injeção mecânica de oxigênio na água residuária, havendo mistura por agitação ou fluxo de corrente gasosa no meio líquido. Um decantador secundário promove a separação do efluente e da massa de organismos, ou simplesmente lodo, onde parte desse lodo é retornada ao sistema e parte é descartada.

O princípio do processo de Lodos Ativados, com operação intermitente, consiste na incorporação de todas as unidades, processo de operação normalmente associados ao tratamento convencional de Lodos Ativados, quais sejam decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária, em um único tanque. Utilizando um tanque único, esses processos e operações passam a ser simplesmente sequencias no tempo, e não unidades separadas como ocorre nos processos convencionais de fluxo contínuo (VON SPERLING, 2002).

### 3.8 FILTRO BIOLÓGICO

Os processos de crescimento aderido têm provado sua viabilidade em termos de tratamento em nível secundário de águas residuárias de origem industrial e doméstica. Os biofiltros aerados submersos (BAS) destacam-se pela pequena área, em planta, e pelas cargas orgânicas aplicáveis, alcançando elevada eficiência de remoção de compostos orgânicos (GIUSTINA et al, 2010).

O material-suporte empregado deve permitir a fixação dos micro-organismos e reter fisicamente os sólidos suspensos (SS) presentes no afluente. São diversos os materiais utilizados, tais como polipropileno, poliéster, aço inoxidável, areia ou pedra, desde que seja inerte e não sofra qualquer alteração dentro do reator que interfira em seu objetivo (CASTAGNATO, 2006).

Os biofiltros aerados de leito submerso (BAS) têm sido utilizados há mais de 50 anos e seu princípio de tratamento é semelhante ao dos filtros anaeróbios, ou seja, são reatores biológicos nos quais o fluxo passa, no sentido ascendente ou descendente, através do biofilme e do lodo retido em um leito fixo de material inerte. A diferenciação entre os dois sistemas está na introdução de oxigênio, com aeradores e difusores de ar, gerando assim um ambiente onde proliferam microrganismos aeróbios (DOMINGUES, 2005).

Segundo Aisse et al. (2001), a grande vantagem dos BAS em comparação aos Lodos Ativados está na eliminação da necessidade de recirculação e dos distúrbios de bulking do lodo. Em comparação aos filtros biológicos percoladores convencionais, a vantagem está na erosão gerada no biofilme pelas bolhas de ar, reduzindo a colmatação dos interstícios do meio suporte e o risco de entupimentos; além disso, a turbulência gerada pela aeração também assegura o bom contato entre o substrato e os microrganismos.

Castagnato (2006) e Domingues (2005) acreditam que a compreensão dos sistemas de tratamento com biomassa aderida se deu a partir de um conceito simples: se o carreamento dos microrganismos ativos no efluente dos reatores biológicos fosse reduzido, estes permaneceriam naturalmente por mais tempo no sistema. O aumento da concentração de biomassa dentro do reator eleva a taxa de decomposição, diminuindo o tempo de detenção hidráulica; podendo oferecer reatores mais compactos e de menor volume.

Giustina et al, (2010) estudaram o tratamento de efluente sanitário utilizando UASB e BAS multi-estágio associados por meio de câmara anaeróbia, aeróbia e anóxica em série. Também foram avaliados diferentes materiais para o empacotamento dos biofiltros, em termos de características básicas como superfície específica, índice de vazios e peso (Figura 4).

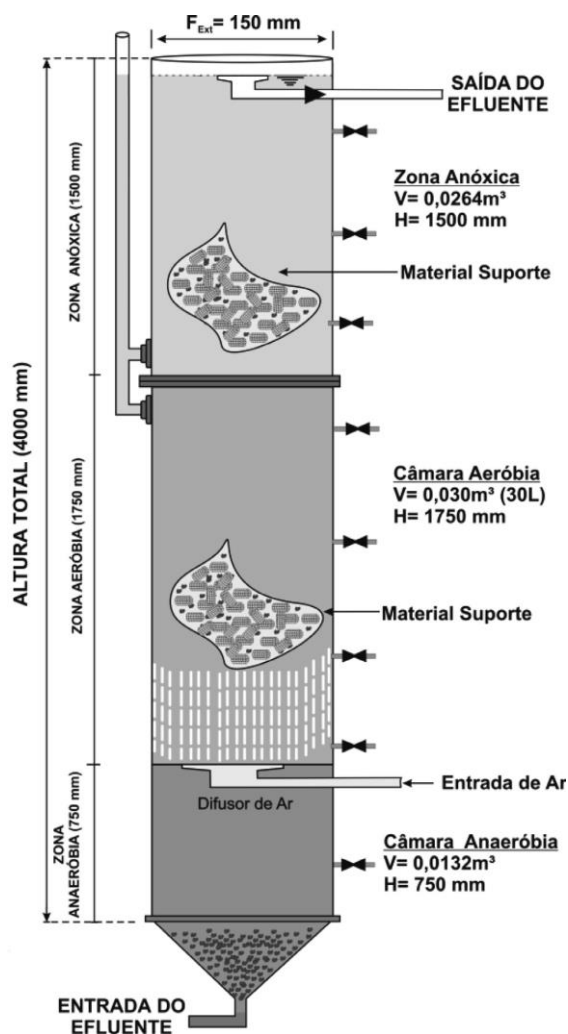


Figura 4 - Esquema simplificado de biofiltro aerado submerso multi-estágio.  
Fonte: Giustina et al, (2010).

Os autores constataram em seus resultados que o emprego de BAS multiestágio no pós-tratamento de reatores UASB apresentou ótimo desempenho na remoção de DQO total e sólidos suspenso (SS), alcançando eficiências superiores a 85% e elevado grau de estabilização, sendo verificados valores de  $DBO_5$  inferiores a 10 mg.L-1. Na utilização de materiais com elevados índices de vazios (tampas e gargalos de garrafas PET e anéis Pall), a alta eficiência de remoção de SS torna desnecessário o uso do decantador secundário. Em termos operacionais, a remoção

periódica de lodo, da câmara anaeróbia e da câmara anóxica dos BAS, contribui de forma significativa na eficiência de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub>, associadas à redução da interferência de perda de sólidos no efluente final.

Aisse et al, (2010) apresentaram em seu trabalho resultados do monitoramento de um sistema piloto UASB + FBAS, operando com esgoto sanitário. O efluente apresentou valores de  $71 \pm 18$  mg.L<sup>-1</sup>,  $17 \pm 16$  mg.L<sup>-1</sup> e  $26 \pm 11$ mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente para a DQO, DBO e SST. Estes valores representam eficiências de remoção do sistema de 81%, 88% e 83% para os citados parâmetros. Na Fase III houve perda na qualidade do efluente, sugerindo que a taxa de 40 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia seja considerado limite para as condições do experimento.

### 3.9 REQUISITOS NUTRICIONAIS

A compreensão dos mecanismos envolvidos no metabolismo microbiano é de extrema importância para a otimização dos processos de tratamento biológico. Os microrganismos envolvidos no tratamento de águas residuárias são bactérias, fungos, protozoários e vermes. Dentre eles, as bactérias possuem grande representatividade na estabilização de compostos presentes no esgoto sanitário (VON SPERLING, 2002).

Como os nutrientes, as fontes de energia também podem ser obtidas do meio ambiente; dois tipos de energia são utilizados: a luminosa e a química. Embora muitos organismos obtenham energia da luz (fotossíntese) a maior parte dos microrganismos o faz a partir da quebra de compostos químicos. Para o metabolismo bacteriano, são necessárias fontes de carbono, energia e nutrientes como: nitrogênio, fósforo, enxofre, magnésio e cálcio. São denominadas quimioautótrofas (exemplo: bactérias nitrificantes) por terem como fonte de carbono e energia, CO<sub>2</sub> e matéria inorgânica, respectivamente, e quimioheterotróficas por utilizarem matéria orgânica como precursor para as duas fontes (CARVALHO, 2009).

Quando há carência de nutrientes, essa pode ser corrigida misturando o despejo industrial com esgoto doméstico ou adicionando nutrientes artificiais (nitrogênio e fosfato). De acordo com Karl (1996), o nitrogênio deve estar presente na proporção de 3 a 4% e o fósforo, na de 0,5 a 0,7 % da DBO<sub>5</sub> removida. Como média pode-se adotar a relação DBO<sub>5</sub> removida: N:P=100:5:1.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentados a metodologia e os procedimentos experimentais utilizados na pesquisa, compreendendo os testes e ensaios de laboratório realizados com o efluente industrial.

A parte experimental desse trabalho foi realizada no Laboratório de Saneamento do curso de Engenharia Ambiental na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Campus Londrina - onde foram conduzidos os ensaios de coagulação/floculação, tratamento biológico e determinação da maioria dos parâmetros necessários para se avaliar a eficiência do tratamento.

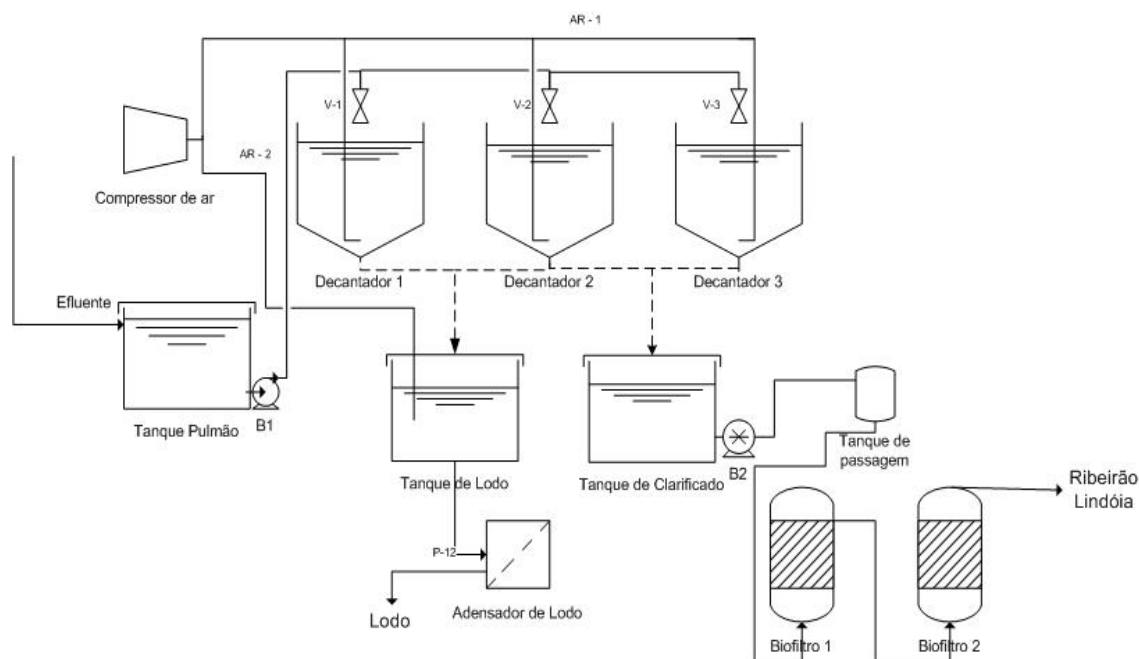
### 4.1 DESCRIÇÃO GERAL DA PESQUISA.

A pesquisa foi desenvolvida em uma indústria alimentícia que atua no ramo de doces, em que a geração média de efluente chega a 10 m<sup>3</sup>/dia. O atual tratamento é composto por sistema físico-químico seguido de tratamento biológico.

O tratamento físico-químico é realizado em decantadores de formato cilindro-cônico com capacidade de 5m<sup>3</sup> cada. Para cada decantador o pH é corrigido com auxílio de hidróxido de sódio (cerca de 3 kg) para valores maiores que 10. Na etapa de coagulação é despejado sulfato de alumínio até o pH alcançar o aproximado de 7,5. A agitação é feita por injeção de ar com adição de cerca de 20 g de floculante GAP diluído em água. Depois que os flocos são formados a agitação é suspensa para que a água decante. O lodo formado é direcionado a um tanque para posteriormente ser prensado, e o efluente clarificado é encaminhado a um tanque para tratamento posterior em sistema de biofiltro. O resíduo gerado (lodo) é destinado à estação de tratamento de empresa terceirizada.

O ultimo estágio do tratamento é composto por dois biofiltros sequenciais, em que o efluente entra pela base do tanque, passa pelo meio suporte no sentido ascendente e sai pela parte superior do sistema seguindo para o próximo biofiltro. O material suporte empregado são anéis de polipropileno designados “Bioring”. As paredes dos anéis são vazadas, facilitando o crescimento da biomassa e assim aumentando a degradação da matéria orgânica. O sistema não possui aeração e o biofiltro opera na forma anaeróbia.

A Figura 5 apresenta o esquema do sistema de tratamento atual da indústria.



**Figura 5 - Representação do processo de tratamento existente na indústria.**  
**Fonte: Autoria própria.**

Há algum tempo o sistema de tratamento da indústria vem apresentando problemas de eficiência na remoção de matéria orgânica. Devido à alta carga orgânica do efluente e ao aumento da produção, o sistema atualmente empregado necessita de uma otimização para manter os parâmetros dentro da exigência legal para lançamento em corpo hídrico. Dentre todos os parâmetros exigidos pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para renovação da licença ambiental, a DBO e DQO são itens críticos que necessitam de metas estabelecidas pelo IAP, que são de 50 e 200 mg.L<sup>-1</sup> respectivamente.

Para o enquadramento do efluente dentro dos padrões estabelecidos, o presente estudo avaliou a aplicação de um sistema tratamento alternativo composto por duas etapas separadas.

Primeiramente avaliou-se o comportamento do efluente frente à variação de concentrações de dois coagulantes, um mineral (sulfato de alumínio) e outro vegetal à base de tanino (Tanfloc SG).

Posteriormente o efluente foi submetido a três diferentes tratamentos biológicos:

1. Tratamento com biomassa aderida, semelhante ao encontrado na indústria, porém com adição de ar para simulação de um BAS (biofilme aerado submerso) e adição de nutrientes (reator 1);

2. Tratamento com biomassa aderida, com adição de ar comprimido para simulação de um BAS (biofilme aerado submerso) (reator 2);
3. Lodos Ativados com adição de nutrientes (reator 3).

Os sistemas utilizados serão descritos a seguir:

#### 4.2 1ª ETAPA - TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO POR COAGULAÇÃO - FLOCULAÇÃO - SEDIMENTAÇÃO.

A primeira etapa do trabalho consistiu no tratamento físico-químico do efluente gerado na indústria. Os experimentos foram realizados utilizando-se o equipamento "Jar-Teste" de marca "Nova Ética". Os ensaios nos jarros proporcionou simular, em escala laboratorial, as condições de coagulação, floculação e sedimentação para posterior aplicação em escala real. Foi proposta a utilização de dois tipos de coagulantes: o sulfato de alumínio e Tanfloc SG.

Os experimentos consistiram na adição de coagulantes em uma amostra (2000 mL) e os gradientes de mistura foram determinadas a partir das diretrizes na NBR 12216 (ABNT, 1992) conforme mostra a Tabela 3.

**Tabela 3 - Configuração das rotações utilizadas no "Jar test".**

Gradiente (s-1)	Tempo de mistura
1150	1'50"
1150 - 80	10"
80	8'
80 - 50	30"
50	5'
50 - 30	30"
30	5'
10	30"

**Fonte: Autoria própria.**

Para o controle do pH foi utilizado como acidificante o ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ), e como alcalinizante o hidróxido de sódio (NaOH).

Após ambos os ensaios de coagulação/floculação as amostras foram mantidas em repouso por um período de aproximadamente 10 minutos, para que pudesse ocorrer a sedimentação do material. Em seguida, o sobrenadante foi coletado para análise dos parâmetros, a fim de verificar a eficiência de remoção pela



comparação dos resultados com o efluente bruto. Os parâmetros monitorados foram: pH, cor, turbidez e DQO.

#### 4.2.1 Coagulante sulfato de alumínio + Floculante GAP

##### 4.2.1.1 Planejamento fatorial

O esquema utilizado foi o planejamento fatorial completo  $2^2$  com 11 pontos (4 fatoriais + 4 pontos axiais + 3 repetições no ponto central). As variáveis independentes analisadas foram as dosagens de sulfato de alumínio (mg.L-1) e floculante GAP (mg.L-1). A faixa de dosagem de coagulante utilizada foi baseada na concentração utilizada pela fábrica. As variáveis independentes foram codificadas, nos quais os maiores níveis receberam simbologia +1,41, os menores níveis -1,41 e os níveis médios, como mostrado nas Tabela 5 e Tabela 5.

**Tabela 4 - Variáveis e níveis definidos para o planejamento fatorial.**

Variável	-1,41	-1,00	0	+1,00	+1,41
Dosagem Sulfato de Alumínio (mg.L-1)	60	71,83	100	128,69	140
Dosagem Floculante GAP (mg.L-1)	2	3,8	8	12,2	14

Fonte: Autoria Própria

**Tabela 5 - Planejamento Fatorial: combinações das variáveis**

Planejamento Fatorial $2^2$				
Ensaio	Variável codificada		Variável Natural	
	$X_1$	$X_2$	Sulfato de alumínio (mg.L-1)	Floculante GAP (mg.L-1)
1	-1	-1	71,83	3,8
2	-1	+1	71,83	12,2
3	+1	-1	128,69	3,8
4	+1	+1	128,69	12,2
5	0	-1,41	100	2
6	0	+1,41	100	14
7	-1,41	0	60	8
8	+1,41	0	140	8
9	0	0	100	8
10	0	0	100	8
11	0	0	100	8

Fonte: Autoria Própria.

Os resultados das variáveis respostas foram analisados estatisticamente pelo método de Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) utilizando-se como auxílio, para a obtenção dos dados e gráficos, o software STATISTICA. A partir dos resultados foram identificados os fatores influentes e não influentes sobre as variáveis respostas definidas, e a sequência de planejamentos em direção à condição otimizada.

#### 4.2.2 Tanino

Para as análises com o coagulante a base de tanino, a variável independente adotada foi somente a dosagem de Tanfloc SG (mg.L-1), não cabendo combinações e conseqüentemente sem a necessidade de utilizar o esquema de planejamento fatorial e análises estatísticas de DCCR. Para a delimitação dos intervalos decidiu-se por utilizar os mesmos empregados no ensaio anterior. Sendo assim a Tabela 6 abaixo mostra os níveis de concentrações de coagulante utilizado para cada ensaio.

**Tabela 6 - Concentrações de coagulante utilizado em cada ensaio**

Ensaio	Variável Codificada	Variável Natural
	X	Tanino (mg.L-1)
1	-1,41	50
2	-1	100,9
3	0	225
4	+1	349,1
5	+1,41	400

**Fonte: Autoria Própria.**

#### 4.3 2ª ETAPA – PROCESSO BIOLÓGICO: BIOFILME AERADO SUBMERSO E LODOS ATIVADOS

Os sistemas biológicos de tratamento estudado eram compostos por: dois biofiltros aerados submersos (BAS), e um reator de Lodos Ativados em escala laboratorial. No reator 1 onde havia BAS e no reator 3 que estava empregado o Lodos Ativados foi proposto a incorporação de nutrientes para estimular o metabolismo dos microrganismos. Os reatores foram instalados no Laboratório de Saneamento do curso de Engenharia Ambiental da UTFPR- Campus Londrina.

O material empregado para a confecção dos reatores foram três recipientes plásticos com capacidade de 25 litros cada, altura total de 35 cm e diâmetro de 30 cm. Cada balde foi dotado de dispositivo para fornecimento de ar (compressor de ar conectado a difusores porosos) durante todo o tempo de operação (Figura 6).



**Figura 6 - Tratamento biológico em escala de bancada.**  
Fonte: Aatoria Própria.

O meio suporte adotado, (Figura 7), foram anéis de polipropileno perfurados (Bioring), com 9 cm de diâmetro por 9 cm de altura. Os anéis foram cedidos pela indústria onde já estava estabelecido o biofiltro. Tomou-se o cuidado de não retirar o lodo já existente nos anéis, pois assim aproveita-se da biomassa já presentes.



**Figura 7 - Material suporte empregado (Bioring).**  
Fonte: Aatoria Própria.

O período operacional do sistema biológico foi dividido em duas etapas. Na primeira etapa os reatores foram submetidos a alimentação com intervalos de 48 horas e o tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 13,3 dias (TD1). Na segunda etapa foi reduzido para 24 horas a alimentação dos sistemas com tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 6,7 dias (TD2). O período de operação para avaliação operacional foi de 7 dias.

#### 4.3.1 Partida

A fim de propiciar a proliferação dos microrganismos no interior dos reatores e a formação do biofilme foi necessário planejar uma etapa inicial de operação denominada partida (*start-up*). Teoricamente ela consiste em submeter o sistema a baixas cargas, menores que aquelas que ele será capaz de tratar quando atingir seu desempenho otimizado. Na medida em que o sistema responde satisfatoriamente à carga aplicada, isto é, quando seu desempenho atinge a estabilidade e uma eficiência pré-estabelecida, uma carga mais alta é então aplicada. Na prática estas variações de carga foram geradas por meio de variações crescentes nas vazões afluentes ao sistema.

O sistema entrou em operação com a inoculação, em cada reator, de 300 ml de lodo proveniente da estação de tratamento (Lodos Ativados) de uma indústria de laticínios localizada na cidade de Londrina. Os reatores foram então preenchidos (até 20 litros) com esgoto sintético preparado em laboratório de acordo com a composição utilizada por <sup>1</sup>Torres (1992) apud Barboza, Zaiat e Foresti, (2004):

- Extrato de carne: 0,312 g/L
- Sacarose: 0,07 g/L
- Amido: 114 mg.L-1
- Óleo: 0,051 ml.L-1
- Bicarbonato de sódio: 0,2 mg.L-1
- Solução de Sais minerais: 5,0 ml.L-1

---

<sup>1</sup> TORRES, P. **Desempenho de um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB) de Bancada no Tratamento de Substrato Sintético Simulando Esgotos Sanitários**. 1992. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

A solução de Sais minerais pode ser obtida pelas seguintes concentrações: 250 mg.L<sup>-1</sup> de NaCl; 7 mg.L<sup>-1</sup> de MgCl<sub>2</sub>. 6H<sub>2</sub>O; 4,5 mg.L<sup>-1</sup> de CaCl<sub>2</sub>. 2H<sub>2</sub>O e 26,4 mg.L<sup>-1</sup> KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>.

De acordo com Pescador (2001), a composição média do esgoto sintético são os seguintes: 42, 6 mg.L<sup>-1</sup> de Nitrogênio total; 16,5 mg.L<sup>-1</sup> de Fósforo Total; 7,5 de pH e 400 mg.L<sup>-1</sup> de DQO. O esgoto sintético foi escolhido para dar início nos sistemas biológicos, pois é composto de nutrientes balanceados para o metabolismo microbiano.

Após a montagem, os reatores permaneceram aerados por uma semana. Em seguida o sistema passou a ser alimentado pelo efluente industrial como mostrado na Tabela 7.

**Tabela 7 - Alimentação dos reatores na partida do sistema.**

Partida dos reatores biológicos			
Alimentação	Reator 1	Reator 2	Reator 3
1	300 ml de lodo + 20 litros de esgoto sintético		
2	Adicionado 2 litros de efluente		
3			
4	Adicionado 2 litros de efluente +Nutrientes		
5			
6			
7			
8	Adicionado 3 litros de efluente + Nutrientes		
9			
10			

**Fonte: Autoria Própria.**

A Tabela 7 acima também mostra a adição de nutrientes a fim de acelerar o processo de partida. A proporção ideal para início do sistema apresentada por Karl (1966) é de DBO:N:P =100:5:1. Porém, pela falta do valor de DBO<sub>5,20</sub> do efluente industrial bruto nesta etapa, adotou-se a relação DQO:DBO como próxima de 80%.

O monitoramento temporal da DQO foi utilizado para expressar, indiretamente, a quantidade de matéria orgânica presente no afluente e efluente dos reatores.

#### 4.3.2 Adição de Nutrientes

Ácido fosfórico ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ) e hidróxido de amônio ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ) foram os meios escolhidos para inserção de nutrientes. Tomou-se a preocupação de adotar fontes que não alteravam as condições do efluente. Até então, na partida dos sistemas, adicionava-se sais como  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  no auxílio à nutrição, porém defrontou-se com a possibilidade de aumento exagerado da condutividade elétrica do efluente, podendo indicar a mineralização da água.

Decidiu-se fazer a comparação entre os dois biofiltros aerados submerso, inserindo em somente um deles os nutrientes escolhidos. O reator contendo Lodos Ativados também foi submetido a nutrição. Portanto, a organização e denominação dos reatores ficou:

- Reator 1 - BAS + Nutrientes
- Reator 2 - BAS
- Reator 3 - Lodos Ativados + Nutrientes

A Tabela 8 abaixo demonstra a alimentação e a adição de nutrientes nos reatores.

**Tabela 8 - Alimentação de acordo com os reatores.**

Alimentação	Reator 1	Reator 2	Reator 3
	3L + Nutrientes	3L	3L + Nutrientes

**Fonte: Autoria Própria.**

Os parâmetros monitorados para avaliar a eficiência dos tratamentos foram: pH, condutividade, cor, turbidez, OD e DQO. Para o efluente bruto a concentração de DBO, nitrogênio total e fósforo solúvel também foram analisados.

#### 4.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DOS EFLUENTES DE REATORES BIOLÓGICOS

Para o alcance de melhores resultados, decidiu-se por realizar novamente os ensaios físico-químicos, porém como tratamento complementar dos três reatores biológicos. Foram coletados 4 litros de cada reator para os ensaios com coagulante mineral e natural. As condições de agitação foram as mesmas utilizadas nos ensaios físico-químicos e as concentrações de coagulantes foram fixadas nos níveis ótimos

encontrados. Por fim a eficiência global do sistema (biológico+ físico-químico) foi calculada.

#### 4.4 VARIÁVEIS DE RESPOSTA

As variáveis de resposta utilizadas nos ensaios anteriores e as metodologias utilizadas estão descritas a seguir:

##### 1. pH

Determinado por meio de pHmetro com eletrodo de vidro. A metodologia utilizada está de acordo com a recomendação descrita no Standard Methods (APHA, 2012).

##### 2. Condutividade

Determinada a partir de um condutivímetro digital da marca Thermo Scientific e modelo Orion 3 Star, conforme metodologia descrita no manual do aparelho. O resultado é expresso  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

##### 3. Cor aparente

Para a determinação da cor aparente utilizou-se a amostra sem prévia preparação. A leitura foi feita com auxílio de um espectrofotômetro HACH DR 5000, com comprimento de onda de 455 nm, por comparação visual com padrão de cobalto-platina, segundo procedimento recomendado pelo Standard Methods (APHA, 2012). O resultado é expresso em Pt/Co.

##### 4. Turbidez

Realizadas em um Turbidímetro HACH 2100 AN, segundo os procedimentos descritos no manual do aparelho. O resultado da turbidez é expresso em UNT (Unidade de turbidez).

##### 5. Oxigênio dissolvido (OD)

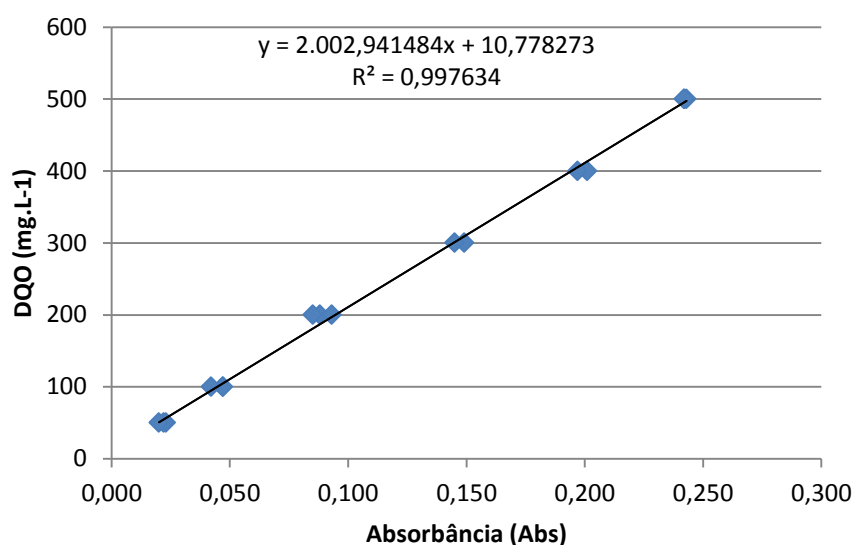
Determinado por meio de oxímetro YSI 550 A, conforme metodologia descrita no manual do aparelho. O resultado é expresso em  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

## 6. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Determinado por meio do aparelho medidor de DBO Velp scientific e os procedimentos utilizados foram de acordo com a metodologia descrita no manual, sendo esta baseada no Standard Methods (APHA, 2012) com diluição e incubação de 5 dias a 20°C em geladeira adaptada com controlador de temperatura. O resultado da é expresso em mg.L-1.

## 7. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As determinações foram realizadas em duplicata de acordo com a recomendação descrita no Standard Methods (APHA, 2012), por meio do método de refluxo fechado, cujo procedimento basicamente consiste na digestão da amostra (a 150°) em tubo fechado seguida de determinação colorimétrica de 600 nm colorímetro HACH DR 5000. Foi elaborada uma curva de calibração, mostrada na Figura 8 entre 50 e 600 mg.L-1, utilizando-se padrões de biftalato de potássio. O resultado é expresso em mg.L-1.



**Figura 8 - Curva de calibração de DQO.**  
Fonte: Autoria Própria.

## 8. Nitrogênio Total Kjeldahl (NKT)

Metodologia baseada no Standard Methods (APHA, 2012). A amostra é digerida para conversão das diversas formas de Nitrogênio após isso a amostra é tratada igualmente como na determinação de Nitrogênio Amoniacal, tamponada num pH de 9,5, destilada e titulado.



## 9. Fósforo Solúvel

Metodologia utilizada foi baseada na apresentada pelo Projeto Temático FAPESP (FOREST et al, 2005). A quantificação do fósforo total envolve duas etapas gerais: sua conversão, através de digestão, a ortofosfato dissolvido e sua determinação espectrofotométrica.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados obtidos durante a pesquisa realizada. Assim, são descritas as características do efluente, os dados relativos ao sistema físico-químico, aos reatores biológicos e ao tratamento físico-químico do efluente dos reatores biológicos. Os resultados obtidos nos experimentos estão apresentados em tabelas e gráficos. Os dados de monitoramento encontram-se na forma de tabelas em apêndice.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

Após cada coleta de efluente na indústria, este era armazenado no Laboratório de Saneamento do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Londrina. A caracterização do efluente foi realizada pelas variáveis apresentadas na Tabela 9.

**Tabela 9 - Características físicas e químicas do efluente bruto.**

Parâmetros medidos	Valores médios
pH	4,69
Condutividade	838 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Sólidos Totais	1689 $\text{mg.L}^{-1}$
Sólidos Suspensos Totais	1133 $\text{mg.L}^{-1}$
Sólidos Voláteis Totais	1080 $\text{mg.L}^{-1}$
Sólidos Dissolvidos Totais	556 $\text{mg.L}^{-1}$
Sólidos Fixos Totais	609 $\text{mg.L}^{-1}$
Turbidez	50 NTU
Cor Aparente	510 Pt/Co
Nitrogênio total (NKT)	2,8 $\text{mg.L}^{-1}$
Fósforo Total	1,5 $\text{mg.L}^{-1}$
DBO	3976 $\text{mg.L}^{-1}$
DQO	7665 $\text{mg.L}^{-1}$

**Fonte: Autoria Própria**

É importante salientar que, somente ao final dos ensaios foram determinados as concentrações das variáveis DBO<sub>5,20</sub>, Nitrogênio Total e Fósforo Total. Os resultados relatam que o efluente possui carência de nutrientes necessários para o

bom funcionamento do metabolismo microbiano. A relação DBO:N:P encontrada é de 100:0,037:0,070; porém, a relação ideal para microrganismos aeróbios é de 100:5:1 (KARL, 1966). Para projetos futuros o conhecimento dessa relação possibilita planejar com maior convicção a quantidade necessária de nutrientes que o efluente demanda. Porém para esse trabalho esses valores não foram utilizados.

## 5.2 FÍSICO-QUÍMICO

### 5.2.1 Sulfato de alumínio + Floculante GAP

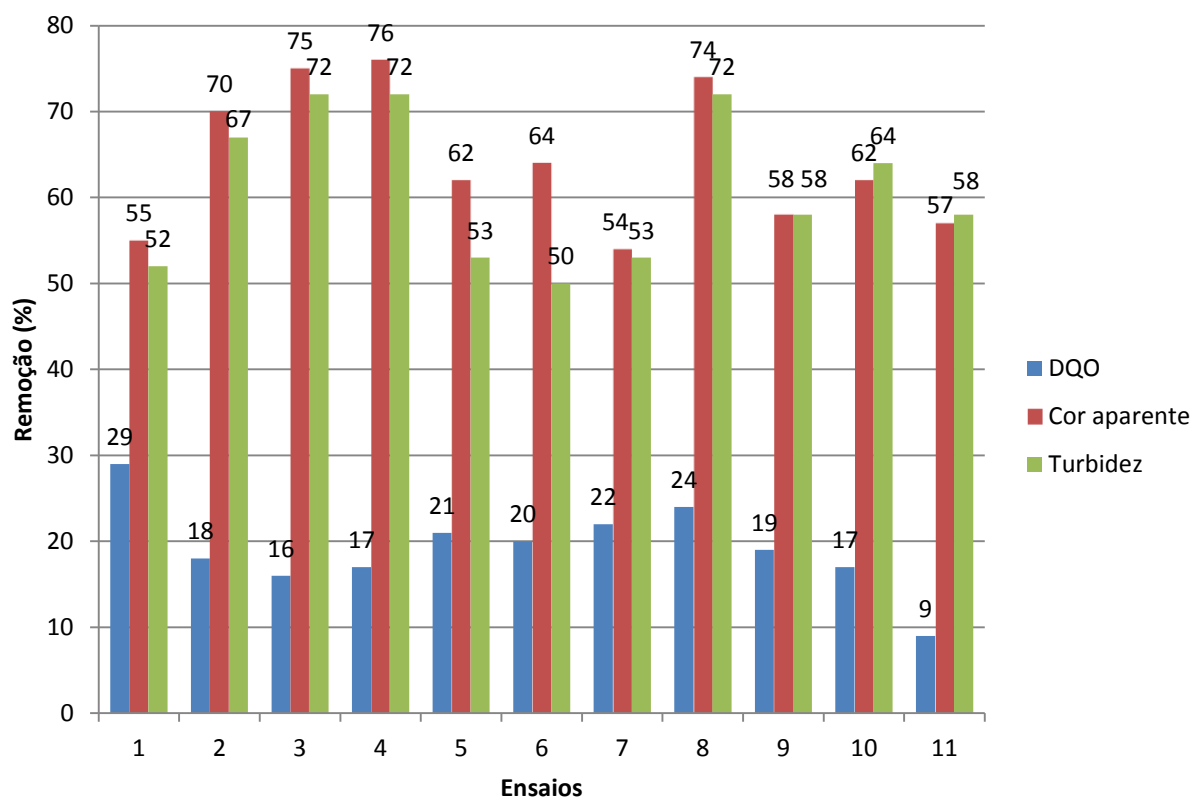
A Tabela 10 abaixo mostra os ensaios realizados com as respectivas combinações de concentração de coagulante e floculante GAP utilizadas. Já a Figura 9 ilustra as remoções de DQO, cor aparente e turbidez alcançada em cada ensaio.

Percebe-se que nos ensaios 3, 4 e 8, nos quais as dosagens de coagulante foram todas acima de 129 mg.L-1, a remoção da variável cor aparente foi de 75% 76 % e 74% respectivamente, já para turbidez se manteve em 72%. Entretanto, o melhor resultado para remoção de DQO foi obtido no ensaio 1 (29%) com dosagem de 72 mg.L-1 . Adota-se então o ensaio 8 como ponto ótimo, pois dentre as três variáveis analisadas, foi o que demonstrou melhor desempenho.

**Tabela 10 – Variação das concentrações de Floculante e Coagulante nos ensaios**

Ensaio	Floculante GAP (mg.L-1)	Sulfato de Alumínio (mg.L-1)
1	3,8	72
2	12,2	72
3	3,8	129
4	12,2	129
5	2	100
6	14	100
7	8	60
8	8	140
9	8	100
10	8	100
11	8	100

Fonte: Autoria Própria.



**Figura 9 - Remoção de cor aparente, turbidez e DQO para os diferentes ensaios.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

### 5.2.1.1 Planejamento fatorial

A Tabela 11 apresenta a matriz do planejamento DCCR com os fatores codificados, os valores reais de concentração e a eficiência de remoção de DQO, cor aparente e turbidez ao final do tratamento.

**Tabela 11 - Matriz do planejamento DCCR e remoções associadas.**

Ensaio	X1*	Floculante		Sulfato de Alumínio (mg.L-1)	Remoção DQO	Remoção Cor aparente	Remoção Turbidez
		GAP (mg.L-1)	X2*				
1	-1	3,8	-1	72	29%	55%	52%
2	1	12,2	-1	72	18%	70%	67%
3	-1	3,8	1	129	16%	75%	72%
4	1	12,2	1	129	17%	76%	72%
5	-1,41	2	0	100	21%	62%	53%
6	1,41	14	0	100	20%	64%	50%
7	0	8	-1,41	60	22%	54%	53%

8	0	8	1,41	140	24%	74%	72%
9	0	8	0	100	19%	58%	58%
10	0	8	0	100	17%	62%	64%
11	0	8	0	100	9%	57%	58%

\* X1 e X2 são valores codificados.  
Fonte: Aatoria Própria.

Dados os valores experimentais, foram realizadas análises estatísticas dos resultados por meio da análise dos efeitos das variáveis independentes (Coagulante (mg.L-1) e Floculante GAP (mg.L-1)) na variável resposta remoção. Foram considerados significativos os fatores com nível de significância 10% (p-valor < 0,10). A seguir são apresentadas as análises estatísticas das variáveis de resposta do sistema.

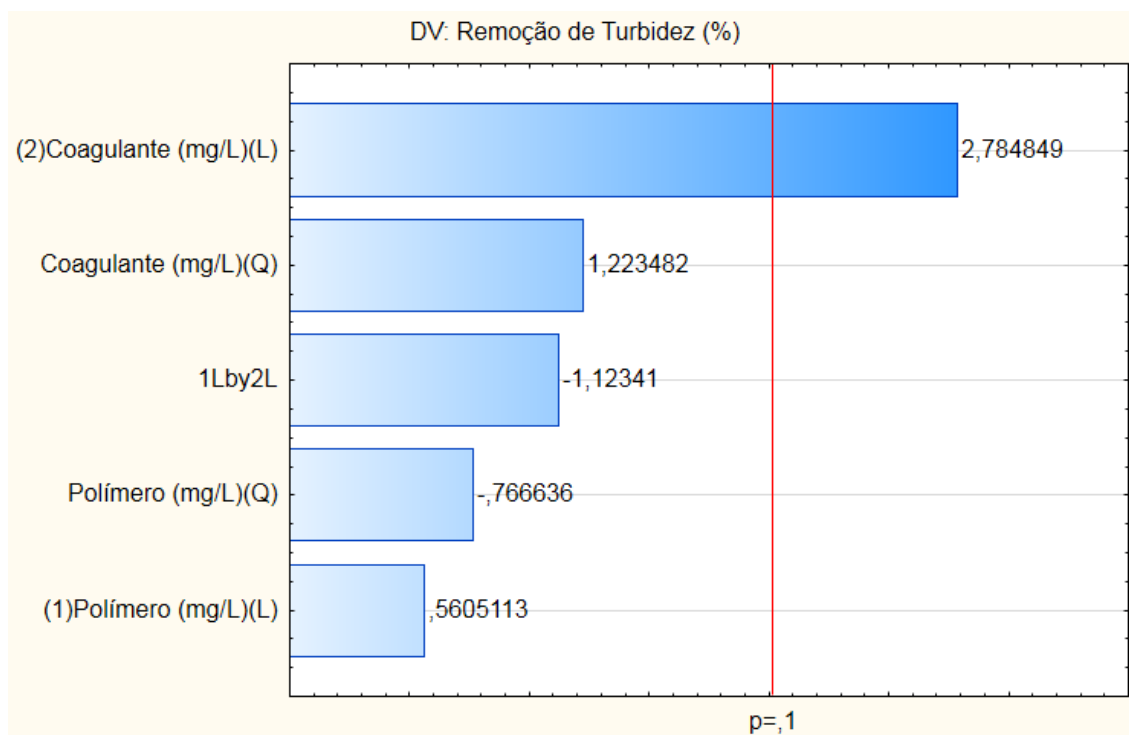
#### 5.2.1.1 Variável resposta: Turbidez

Analisando a Tabela 12 pode-se observar que apenas para a concentração de coagulante (Linear) e para o intercepto os valores foram significativos. O diagrama de Pareto (Figura 10) também demonstra em valores reais quais variáveis foram significativas. O nível de significância adotado é de 10%. Para a faixa de concentração estudada o floculante GAP não mostrou valores significativos na contribuição de remoção de turbidez.

**Tabela 12 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta turbidez.**

	Coef. de Regressão	Erro padrão	T	valor-P
Intercepto	59,965	3,860	15,534	0,00002
Floculante GAP (Linear)	1,350	2,367	0,570	0,593
Floculante GAP (Quadrático)	-2,052	2,824	-0,726	0,499
<b>Coagulante (Linear)</b>	<b>6,493</b>	<b>2,367</b>	<b>2,742</b>	<b>0,040</b>
Coagulante (Quadrático)	3,479	2,824	1,231	0,272
Floculante GAP x Coagulante	-3,750	3,343	-1,121	0,312

Fonte: Aatoria Própria



**Figura 10 - Variáveis significativas para remoção de turbidez de acordo com o diagrama de Pareto.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Para os valores estatisticamente significativos foi obtido o modelo reparametrizado a partir dos coeficientes de regressão. A Equação 1 representa o percentual de remoção de turbidez do sistema, o valor de concentração desejado deve ser inserido a partir das variáveis codificadas.

$$\text{Remoção de Turbidez} = 61,038 + 6,521 \cdot [Sulf] \quad (\text{Equação 1})$$

A significância do modelo matemático gerado pela Equação 1 foi avaliada pelo teste de análise de variância ao nível de confiança de 90%, conforme a Tabela 13.

**Tabela 13 - ANOVA para variável resposta turbidez.**

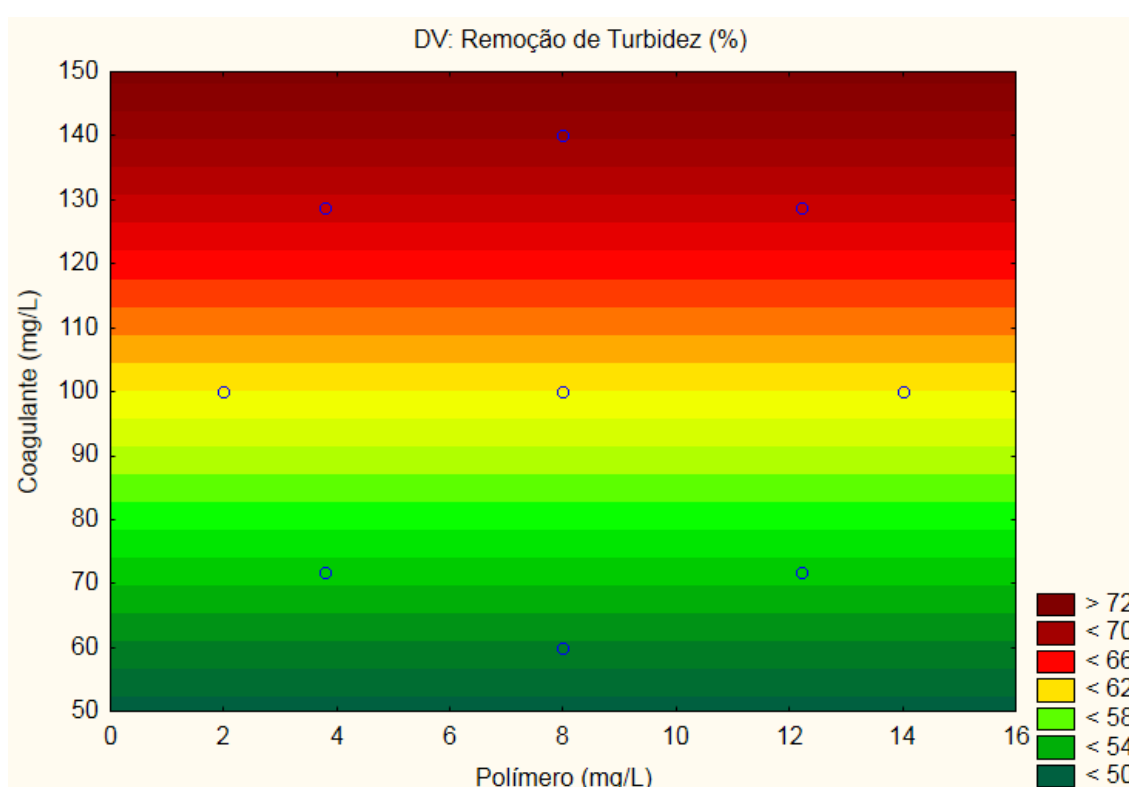
	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F-calculado	F-tabelado
Regressão	1	336,275	336,275	7,210	3,36
Resíduo	9	419,724	46,636	-	-
Total	10	756,000	-	-	-

$$R^2 = 0,38$$

**Fonte: Autoria Própria**

Com base na Tabela 13 apresentada constata-se que o modelo matemático é significativo em nível de significância de 10%, já que o valor do F-calculado (7,21) é maior que o valor do F-tabelado (3,36). O R-quadrado do modelo ajustado teve valor igual a 0,38; ou seja, os fatores do modelo explicam 38% da variação em relação à variação total das respostas.

A partir das curvas de contorno geradas pelo modelo e apresentadas na Figura 11, podem-se obter as concentrações de coagulante e floculante GAP que resultem em maior remoção de turbidez.



**Figura 11 - Curva de contorno para remoção de turbidez.**  
Fonte: Autoria Própria.

Para a remoção de turbidez a Tabela 14 demonstra os valores experimentais e os previstos pelo modelo, os erros de ajuste e os erros relativos para cada ensaio do DCCR.

**Tabela 14 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de turbidez.**

Ensaio	Remoção de Turbidez (%)	Remoção de Turbidez prevista (%)	Erro de ajuste	Erro relativo (%)
1	52	54,507	-2,507	-4,821
2	67	54,507	12,493	18,646

3	72	67,493	4,507	6,260
4	72	67,493	4,507	6,260
5	53	61,000	-8,000	-15,094
6	50	61,000	-11,000	-22,000
7	53	51,845	1,155	2,180
8	72	70,155	1,845	2,562
9	58	61,000	-3,000	-5,172
10	64	61,000	3,000	4,688
11	58	61,000	-3,000	-5,172

Fonte: Autoria Própria.

Pode-se observar que os menores erros relativos foram dos ensaios 7 e 8, o que indica que os valores previstos pelo modelo estão próximos aos valores reais encontrados para alguns pontos.

#### 5.2.1.2 Variável resposta: Cor aparente

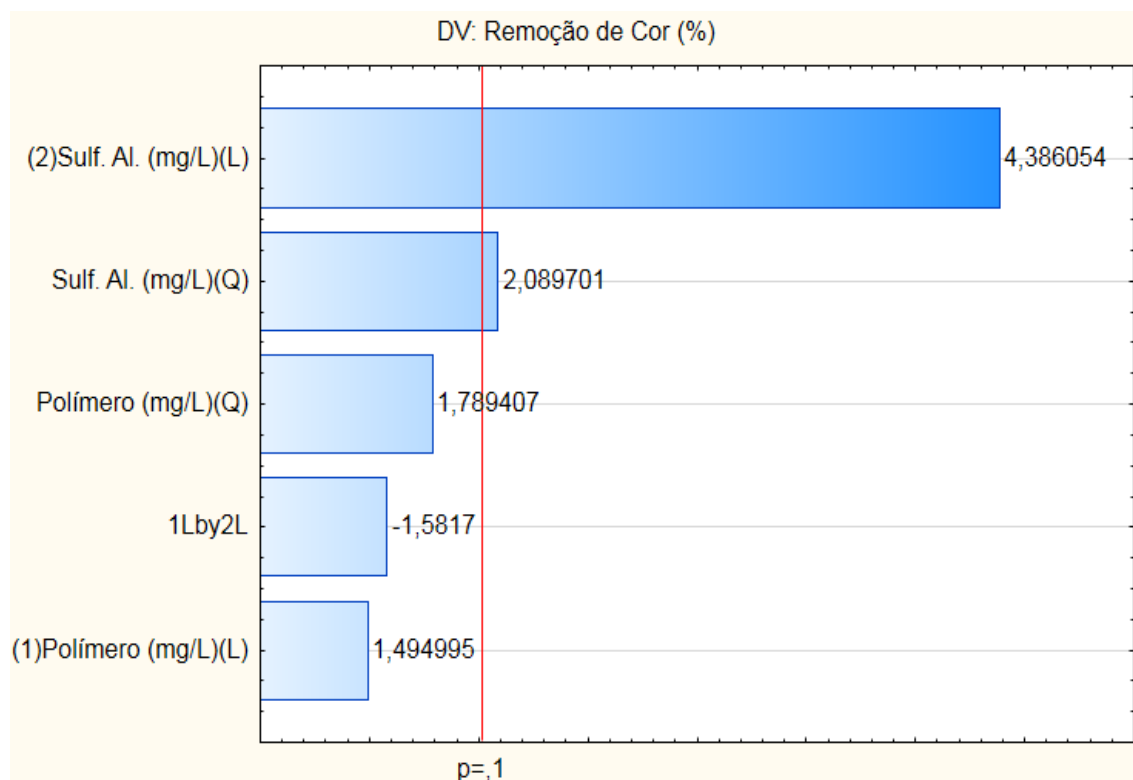
Analisando a Tabela 15, pode-se observar que para a concentração de coagulante Linear e Quadrático os valores foram significativos. O diagrama de Pareto (Figura 12) também demonstra quais variáveis foram significativas. O nível de significância adotado também foi de 10%. Para a faixa de concentração estudada, o floculante GAP novamente não mostrou valores significativos na contribuição de remoção de cor aparente, assim como demonstrado na análise estatística da remoção de turbidez.

**Tabela 15 - Efeitos estimados dos fatores para variável resposta cor.**

	Coef. de Regressão	Erro padrão	t	valor-P
Intercepto	58,978	2,527	23,332	2,6 E-06
Floculante GAP (Linear)	2,359	1,550	1,522	0,188
Floculante GAP (Quadrático)	3,399	1,849	1,837	0,125
Coagulante (Linear)	6,795	1,550	4,383	0,007
Coagulante (Quadrático)	3,902	1,849	2,109	0,088
Floculante GAP x Coagulante	-3,5	2,189099018	-1,598831287	0,170752117

Fonte: Autoria Própria.





**Figura 12 - Variáveis significativas para remoção de cor de acordo com o diagrama de Pareto.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

O modelo reparametrizado gerado a partir das variáveis codificadas está descrito na Equação 2 e representa o percentual de remoção de cor que o sistema pode proporcionar. Para encontrar a eficiência de remoção de cor pela equação, o valor de concentração desejado deve ser inserido a partir das variáveis codificadas.

$$\text{Remoção de Cor} = 62,201 + 6,846 \cdot [ ]Sulf + 2,917 \cdot [ ]Sulf^2 \quad (\text{Equação 2})$$

A significância do modelo matemático gerado pela Equação 2 foi avaliada pelo teste de análise de variância ao nível de confiança de 90%, conforme a Tabela 16.

**Tabela 16 - ANOVA para variável resposta cor.**

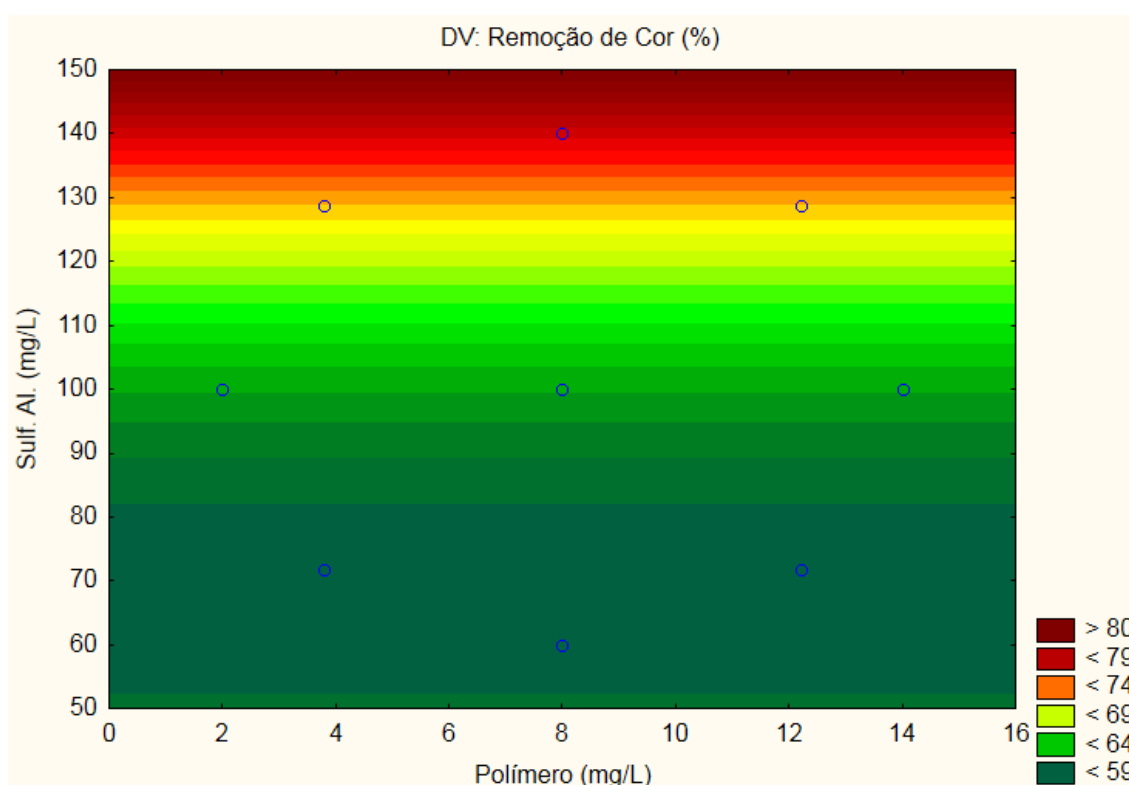
	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F-calculado	F-tabelado
Regressão	2,000	420,203	210,102	6,618	3,110
Resíduo	8,000	253,979	31,747	-	-
Total	10,000	674,182	-	-	-

$R^2 = 0,53$

**Fonte: Autoria Própria.**

O modelo matemático é significativo em nível de significância de 10%, já que o valor do F-calculado (6,618) é maior que o valor do F-tabelado (3,110). Os fatores do modelo explicam 53% (R-quadrado ajustado = 0,53) da variação em relação à variação total das respostas. Correto?

A partir das curvas de contorno geradas pelo modelo reparametrizado, podem-se obter as concentrações de coagulante e floculante GAP que resultem em maior remoção de cor (Figura 13).



**Figura 13 - Curva de contorno para remoção de cor.**  
Fonte: Autoria Própria.

Tabela 17 abaixo demonstra os valores experimentais e os previstos pelo modelo, os erros de ajuste e os erros relativos para cada ensaio do DCCR.

**Tabela 17 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de cor**

Ensaio	Remoção de cor (%)	Remoção de cor prevista (%)	Erro de ajuste	Erro relativo (%)
1	55,000	58,278	-3,278	-5,960
2	70,000	58,278	11,722	16,746
3	75,000	71,868	3,132	4,175
4	76,000	71,868	4,132	5,436
5	62,000	62,161	-0,161	-0,260

6	64,000	62,161	1,839	2,873
7	54,000	58,369	-4,369	-8,091
8	74,000	77,532	-3,532	-4,772
9	58,000	62,161	-4,161	-7,175
10	62,000	62,161	-0,161	-0,260
11	57,000	62,161	-5,161	-9,055

Fonte: Autoria Própria

Pode-se observar que os menores erros relativos foram dos ensaios 5 e 10, o que indica que os valores previstos pelo modelo nestes pontos estão próximos aos valores reais encontrados.

### 5.2.1.3 Variável resposta: DQO

Analisando a Tabela 18, pode-se observar que nenhum dos valores apresentados foi significativo de acordo com o método estatístico, com exceção da intercessão. Ou seja, para a faixa de concentração estudada a contribuição para remoção de DQO não foi significativa para o nível adotado (10%). Assim, não é possível avançar na obtenção de modelo estatístico reparametrizado e curvas de contorno.

**Tabela 18 - Valores experimentais e previstos pelo modelo para remoção de DQO.**

	Coef. de Regressão	Erro padrão	t	valor-P
Intercepto	15,007	2,669	5,622	0,002
Floculante GAP (Linear)	-1,430	1,637	-0,873	0,422
Floculante GAP (Quadrático)	2,312	1,953	1,183	0,289
Coagulante (Linear)	-1,401	1,637	-0,856	0,430
Coagulante (Quadrático)	3,570	1,953	1,827	0,127
Floculante GAP x Coagulante	3,000	2,311	1,297	0,251

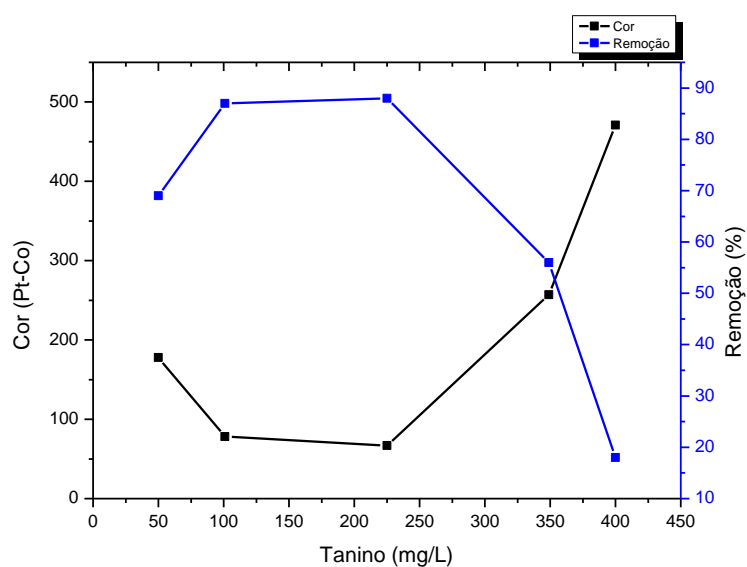
Fonte: Autoria Própria.

### 5.2.2 Tanino

Os resultados obtidos para o coagulante comercial vegetal Tanfloc SG (Tanac) são apresentados na Figura 14, Figura 15 e Figura 16. Nas ilustrações são

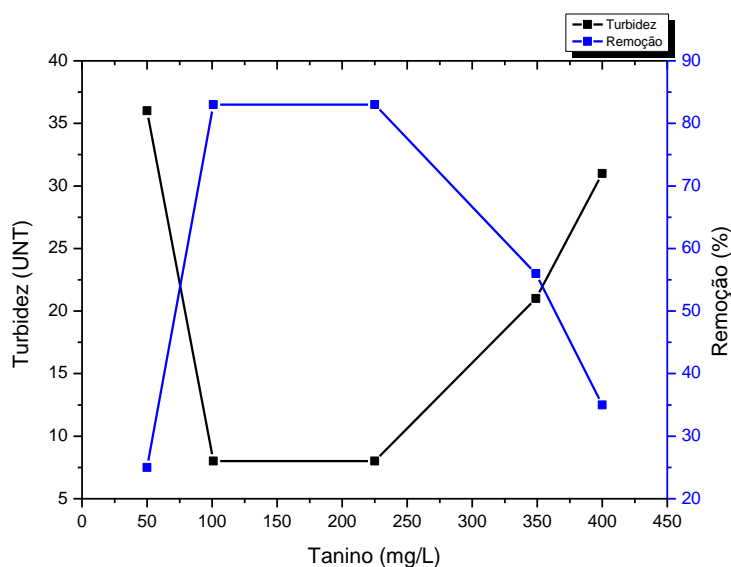
apresentados os resultados residuais de cor, turbidez e DQO e suas respectivas eficiências de remoção. A variação da dosagem de coagulante Tanino foram de: 50 mg.L-1, 100,9 mg.L-1, 225 mg.L-1, 350 mg.L-1, e 400 mg.L-1.

As melhores condições para a remoção de cor correspondem à concentração 100,9 e 225 mg.L-1 com valores residuais de 78 e 67 Pt/Co e eficiência de 87 e 88% respectivamente. Na utilização de maiores concentrações do coagulante vegetal (350 - 400 mg.L-1) as eficiências não passaram de 35%, indicando uma tendência a menores remoções (Figura 14).



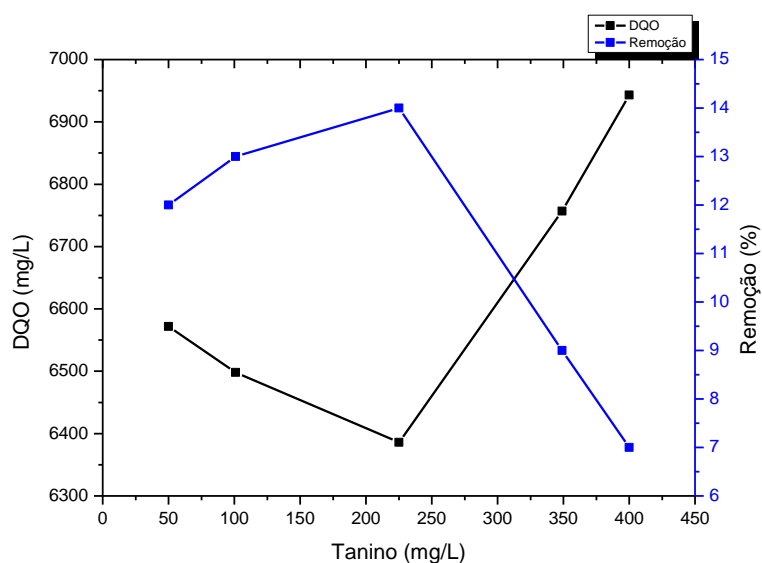
**Figura 14 - Remoção de cor e seus respectivos valores residuais.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Conforme apresentado na Figura 15, nota-se que a melhor remoção de turbidez (83%) corresponde à faixa entre 100,9 e 225 mg.L-1 de coagulante vegetal, resultado semelhante ao encontrado para variável cor aparente. Porém, para concentrações às margens desses valores a eficiência cai rapidamente para valores menores que 56%.



**Figura 15 - Remoção de turbidez e seus respectivos valores residuais.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Avaliando as respostas dos ensaios para o parâmetro DQO (Figura 16), observa-se que os valores residuais tiveram pequenas variações, e se encontram na faixa entre 6400 à 6940, correspondendo as eficiências de 7 à 14% respectivamente. Os resultados obtidos se encontram muito superiores aos exigidos pela legislação paranaense, que seria de 200 mg.L-1 (DQO) para lançamento em corpos de água (PARANÁ, 2009).



**Figura 16 - Remoção de DQO e seus respectivos valores residuais.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Avaliando a eficiência de todas as concentrações estudadas (Figura 17), observa-se que as dosagens aplicadas de 100,9 e 225 mg.L<sup>-1</sup> obtiveram os melhores valores entre todos os parâmetros analisados. Verifica-se também que a utilização de tanino para o tratamento físico-químico deste efluente não se aplica para a remoção de matéria orgânica, pois como os resultados demonstram, o coagulante natural obteve resultados satisfatórios somente para remoção de sólidos suspensos e dissolvidos, expressos em turbidez e cor, respectivamente.

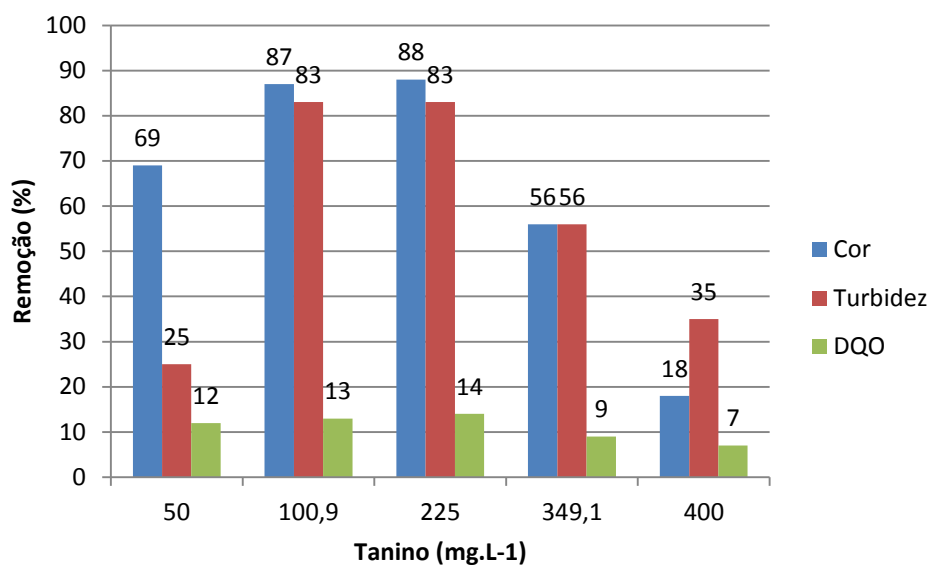


Figura 17 - Remoção de cor, turbidez e DQO para diferentes concentrações de Tanino. Fonte: Autoria Própria.

### 5.3 REATORES BIOLÓGICOS

#### 5.3.1 Partida

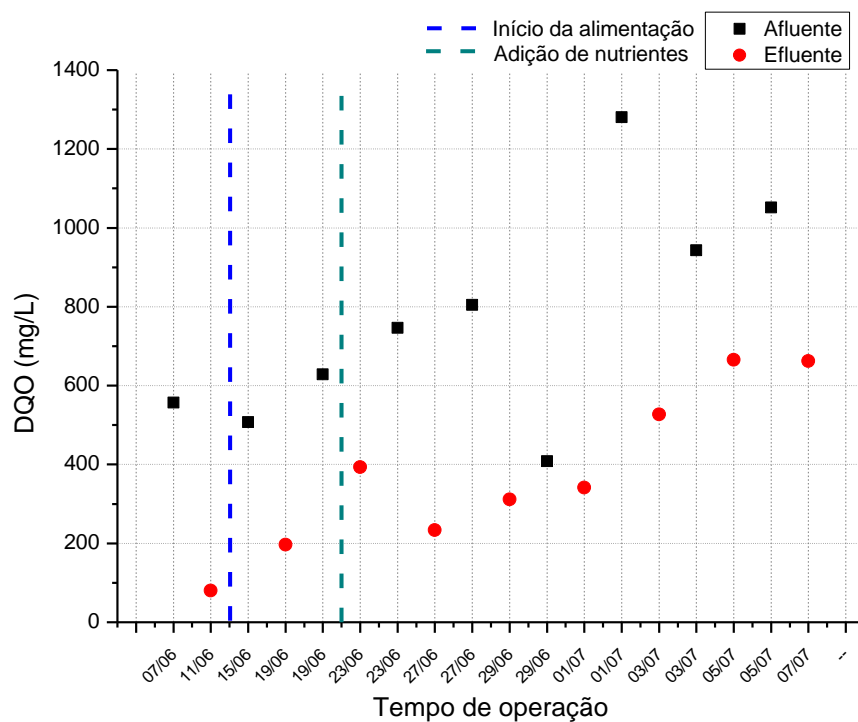
Em todos os reatores é possível observar uma tendência crescente na concentração de matéria orgânica tanto no afluente quanto no efluente de todos os reatores. Isso ocorreu devido a introdução de matéria orgânica no sistema, já que a carga aplicada no sistema era de 19.163 mg de DQO.

Para o reator 1 a remoção de matéria orgânica teve média de 51% durante o tempo de operação, máxima de 86 % e mínima de 16% no dia 29/06 (Tabela 19). Os valores residuais dos efluentes ficaram entre 80 e 665 mg.L<sup>-1</sup> com média de 380 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 18).

Tabela 19 - Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 1)

	07/jun	15/jun	19/jun	23/jun	27/jun	29/jun	01/jul	03/jul	05/jul	Média	Máx.	Mín.	Desv. Pad.
Reator 1	86%	61%	37%	69%	61%	16%	59%	29%	37%	51%	86%	16%	22%

Fonte: Autoria Própria.

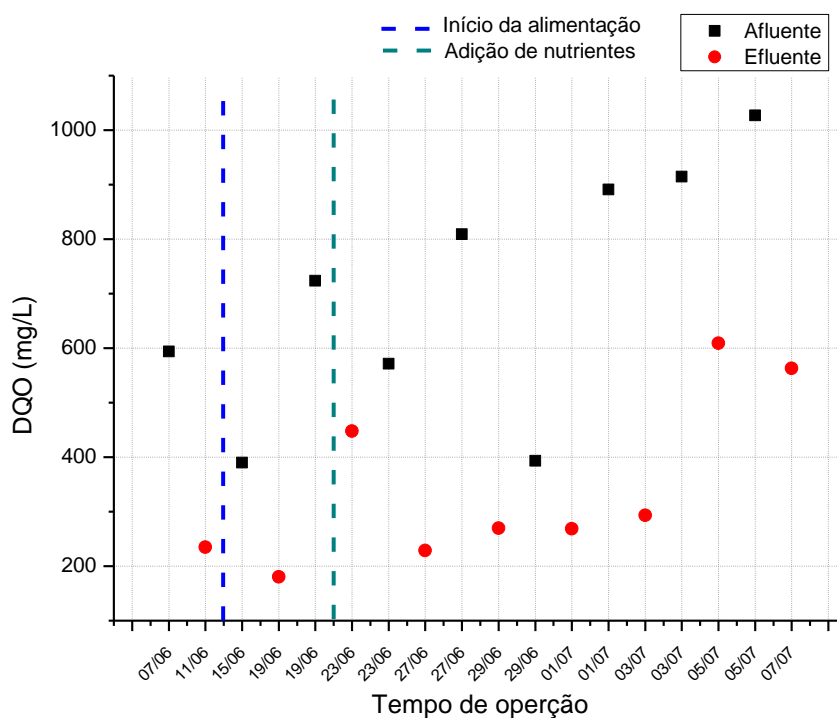
Figura 18 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 1).  
Fonte: Autoria Própria.

Para o reator 2, a remoção de matéria orgânica também teve média de 51%, semelhante ao reator 1, porém com menor variação - mínima de 32% e máxima de 67% (Tabela 20). Os valores residuais dos efluentes ficaram entre 180 e 608mg.L-1 com média de 344 mg.L-1 (Figura 19).

Tabela 20 - - Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 2)

	07/jun	15/jun	19/jun	23/jun	27/jun	29/jun	01/jul	03/jul	05/jul	Média	Máx.	Mín.	Desv. Pad.
Reator 2	60%	54%	38%	60%	67%	32%	67%	33%	45%	51%	67%	32%	14%

Fonte: Autoria Própria.



**Figura 19 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 2).**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Pode-se observar que os valores obtidos para o efluente do reator 3 não seguiram uma constante durante o período operacional e os valores para DQO da amostra foram maiores comparando-se com os reatores 1 e 2. Uma vez que se encontram valores negativos, que chega à -38% (Tabela 21), a média global de remoção se torna baixo (11%) e o desvio padrão alto (30%). Valores negativos podem ser devido a erros amostrais.

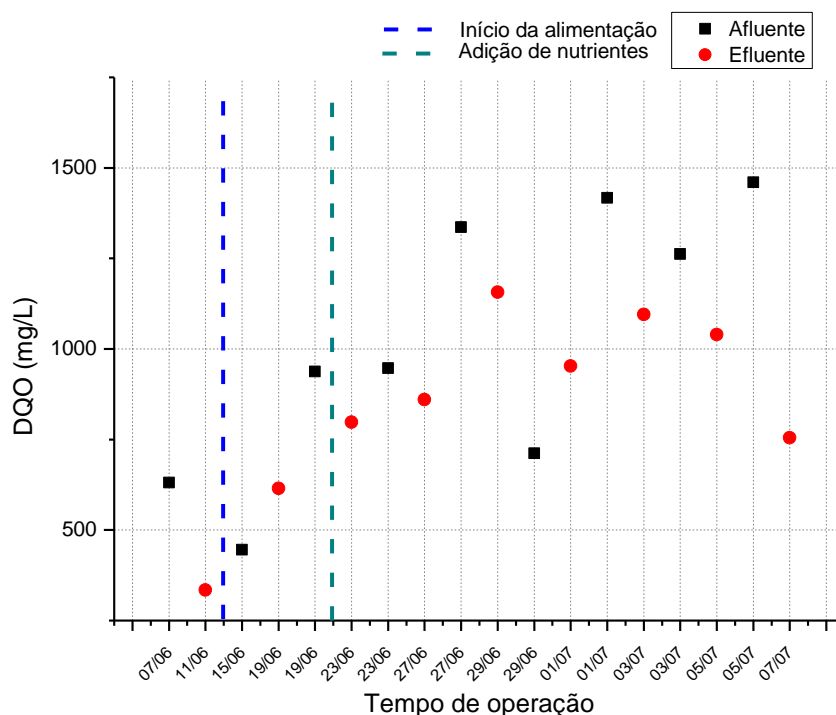
Os valores residuais dos efluentes ficaram entre 333 e 755 mg.L-1 com média de 845 mg.L-1 (Figura 20).

**Tabela 21- Eficiência de remoção de DQO durante operação da partida do sistema (reator 3)**

	07/jun	15/jun	19/jun	23/jun	27/jun	29/jun	01/jul	03/jul	05/jul	Média	Máx.	Mín.	Desv. Pad.
Reator 3	47%	-38%	15%	9%	13%	-34%	23%	18%	48%	11%	48%	-38%	30%

**Fonte: Autoria Própria.**





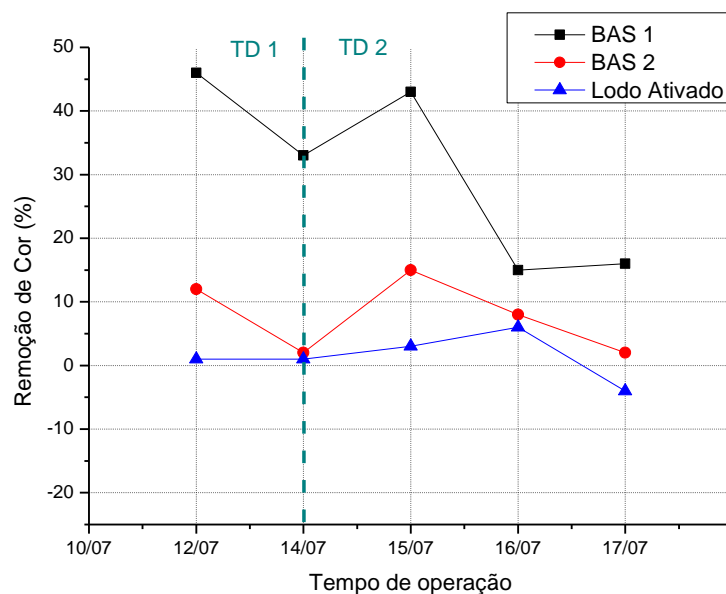
**Figura 20 - Variação da DQO durante a operação da partida do sistema (reator 3).  
Fonte: Autoria Própria.**

### 5.3.2 Avaliação do desempenho dos reatores biológicos

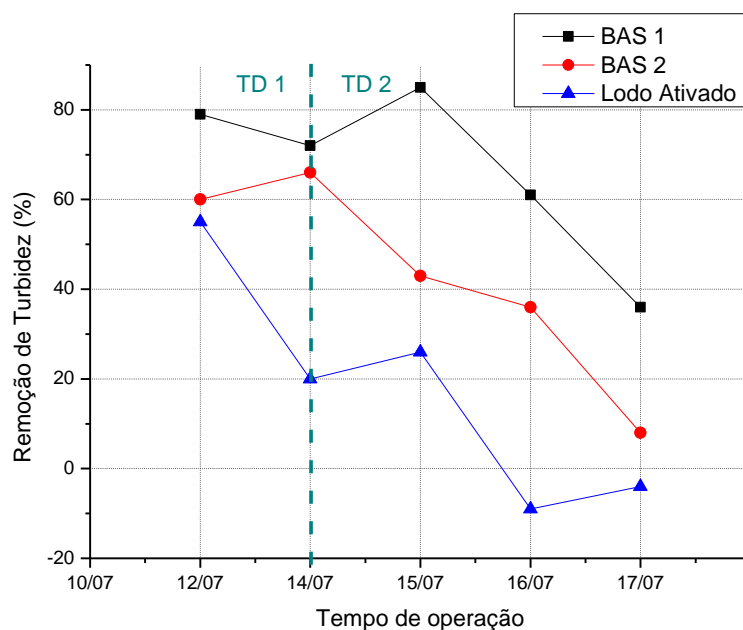
### 5.3.3 Cor Aparente e Turbidez

Na Figura 21 e Figura 22 são apresentados os valores das eficiências de remoção de cor aparente e turbidez respectivamente, de acordo com o tempo de operação. Nota-se a tendência de decaimento na eficiência dos três reatores, para ambos os parâmetros. Também é importante observar que os valores residuais tanto de cor como de turbidez são, em sua maioria, superiores ao efluente bruto (Apêndice A). Isso indica a presença de substâncias suspensas e dissolvidas que interferem no resultado final do tratamento.

Comparando os resultados dos reatores 1 e 2 percebe-se a diferença de remoção entre os parâmetros, o que pode ser justificado pela adição de nutrientes. Ainda que também tenham sido incorporado nutrientes no reator 3 no início do sistema apenas, os resultados não demonstram valores de desempenho relevantes.



**Figura 21 - Variação de remoção de cor nos três reatores biológicos.**  
**Fonte: Autoria Própria.**



**Figura 22 - Variação de remoção de turbidez nos três reatores biológicos.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

A vantagem do biofiltro aerado submerso é a não necessidade de decantadores secundários para a sedimentação da biomassa formada, isso reflete nos resultados de eficiência dos reatores. A concentração de sólidos suspensos e

coloidais no efluente do reator 3 são relativamente elevados, principalmente pelo arraste de biomassa do meio, que mantém a turbidez e cor aparente do efluente elevada.

#### 5.3.4 Remoção de matéria orgânica

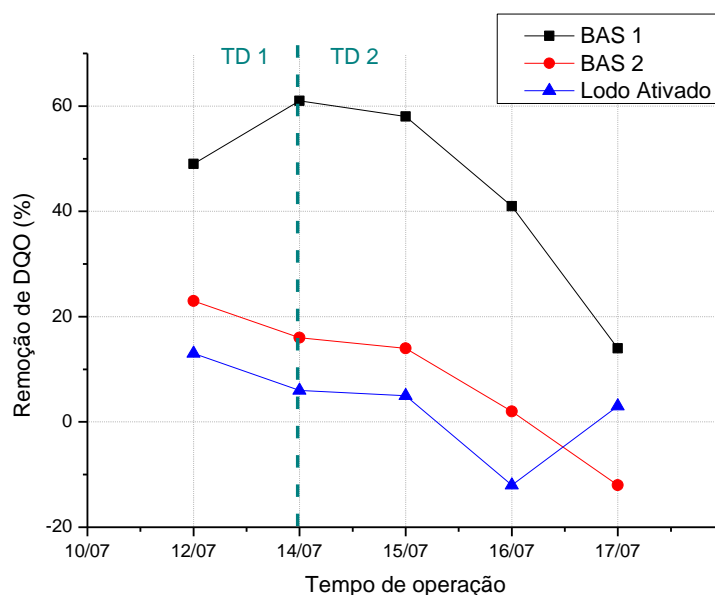
A seguir, são apresentados os resultados dos dados de coleta referentes à demanda química de oxigênio (DQO). A Tabela 22 apresenta os valores médios dos afluentes e efluentes dos reatores em operação. Verifica-se que a média do efluente no reator 1 (831 mg.L-1) se encontra abaixo dos efluentes tratados dos reator 2 (1096 mg.L-1) e reator 3 (2608 mg.L-1). Também são apresentados os valores mínimos e máximos alcançados e o desvio padrão dos dados.

**Tabela 22 - Valores médios de DQO dos afluentes e efluentes dos reatores.**

Parâmetro	Reator 1		Reator 2		Reator 3		
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
DQO (mg.L-1)	Média	2244	831	1928	1096	3155	2608
	D.P.	411	277	328	334	591	647
	Máxima	2648	1187	2351	1608	4183	3366
	Mínima	1571	507	1584	680	2660	1856
	n	5	5	5	5	5	5

**Fonte: Autorial Própria.**

Na Figura 23 é ilustrado o comportamento temporal da DQO nos afluentes e saídas dos reatores em estudo. Cabe reforçar que os dados são pontuais e correspondem ao momento da coleta.



**Figura 23 - Variação temporal da DQO bruta nos efluentes das unidades.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Mesmo com a inserção de nutrientes, a eficiência de remoção de DQO no reator 1 decresceu de 61 % no início da operação chegando a 14%, no reator 2, sem inserção de nutrientes, a eficiência de remoção chegou a 23 % no TD 1, mas ao final do processo os valores chegaram a 12%. Semelhantemente o reator 3 também não teve eficiência maior que 13%, chegando a valores negativos (-12%) no dia 16/07.

Tal ocorrência pode ter sido consequência de uma sobrecarga de matéria orgânica. Ainda que os biofiltros resistam melhor a cargas orgânicas do que sistemas de Lodos Ativados, a redução da eficiência foi notada nos três reatores, podendo indicar até a alteração das características do efluente bruto ou a presença de alguma substância tóxica ao meio da microbiota.

### 5.3.5 Oxigênio dissolvido

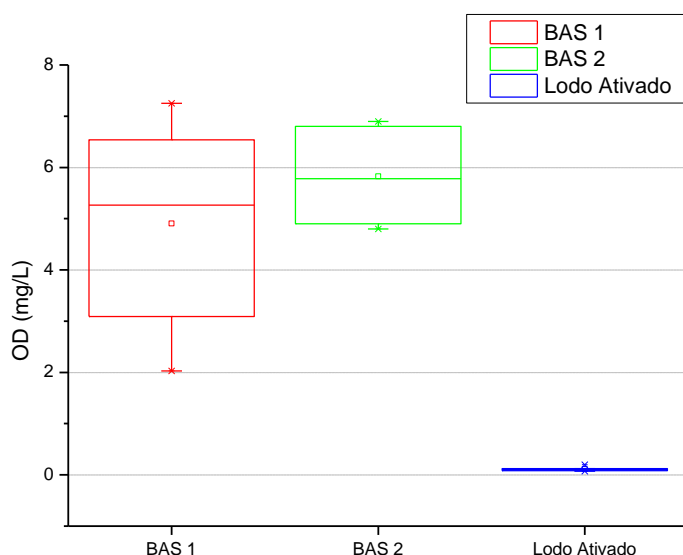
Na Tabela 23 são apresentados os valores de oxigênio dissolvido nos efluentes dos reatores ao longo do período experimental. Os valores médios da concentração de OD nos reatores foram de  $4,9 \pm 2,02$  mg.L-1;  $5,82 \pm 0,91$  mg.L-1 e  $0,11 \pm 0,04$  mg.L-1 para o reator 1; reator 2 e reator 3, respectivamente.

**Tabela 23 - Valores residuais de oxigênio dissolvido nos reatores.**

Data	Oxigênio Dissolvido (mg.L-1)		
	Reator 1	Reator 2	Reator 3
10/jul	2,03	4,8	0,2
12/jul	6,54	5,44	0,07
14/jul	7,25	6,9	0,12
15/jul	4,73	6,12	0,11
16/jul	5,8	6,8	0,08
17/jul	3,09	4,9	0,09

Fonte: Autoria própria.

Na Figura 24 são apresentadas as variações dos valores de oxigênio dissolvido nos reatores das unidades de tratamento.



**Figura 24 - Variação da concentração de oxigênio dissolvido nos reatores biológicos.**  
Fonte: Autoria Própria.

A vazão fornecida pelo sistema de aeração manteve-se praticamente constante nos três reatores durante o experimento. Mesmo assim, em algumas ocasiões, verificou-se uma baixa concentração de OD do efluente do reator 3. Nas situações em que foram detectadas concentrações de OD em níveis baixos, aumentou-se a vazão de ar através da abertura do registro, de maneira a melhorar o fluxo de ar e elevar a concentração de OD no efluente. Porém, os níveis de OD no reator 3 se mantiveram baixos por consequência das limitações do sistema que impossibilitava o ajuste necessário da vazão de ar para o aumento das

concentrações de OD. A sobrecarga de matéria orgânica durante este período também pode ter contribuído para o maior consumo de oxigênio.

### 5.3.6 pH

Na Tabela 24 são apresentados os valores absolutos de pH nos efluentes dos reatores ao longo do período experimental. Os valores médios foram de  $8,26 \pm 0,33$ ;  $7,96 \pm 0,44$ ;  $7,81 \pm 0,67$  para os efluentes do reator 1; reator 2 e reator 3 respectivamente.

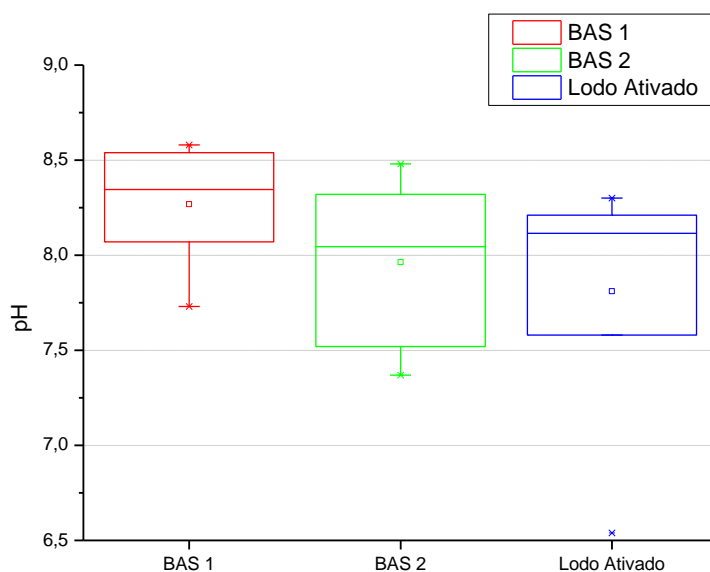
**Tabela 24 - Variação do pH nos três reatores.**

Data	pH		
	Reator 1	Reator 2	Reator 3
10/jul	8,44	8,48	8,21
12/jul	8,54	8,17	8,07
14/jul	8,58	8,32	8,16
15/jul	8,25	7,92	8,3
16/jul	8,07	7,52	7,58
17/jul	7,73	7,37	6,54

**Fonte. Autoria própria.**

Ao analisar a tabela nota-se a tendência da redução do pH nos três reatores. Isso pode ser devido à mistura com o efluente bruto da indústria, bem como a processos de nitrificação do sistema e, conseqüentemente, diminuição do pH. O pH se manteve relativamente alto devido a concentração inicial de alcalinidade inserida no esgoto sintético.

A Figura 25 ilustra o comportamento do pH para os dados coletados. Pode-se observar que a maioria dos valores manteve-se entre 7,75 e 8,5 para o reator 1 e 7,3 e 8,3 para o reator 2. Por outro lado, o afluente do reator 3 apresenta no gráfico uma maior variabilidade.

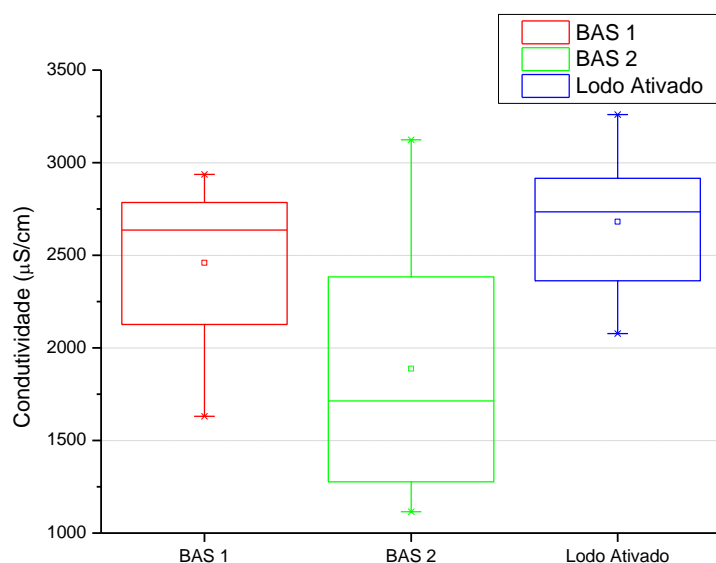


**Figura 25 - Variação do pH nos três reatores.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

É importante ressaltar também que devido a adição de nutrientes ter sido realizada por meio de reagentes químicos como o ácido fosfórico e hidróxido de amônio, os valores de pH nesses reatores estavam mais susceptíveis a alterações.

### 5.3.7 Condutividade

Conforme observado na Figura 26, os reatores 1 e 3 apresentam altos valores de condutividade elétrica, o que pode indicar elevadas quantidades de substâncias iônicas dissolvidas. Vale ressaltar que esses reatores receberam quantidades significativas de nutrientes, tanto na partida do sistema biológico ( $\text{KH}_2\text{PO}_4$ ) como na operação ( $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$ ).

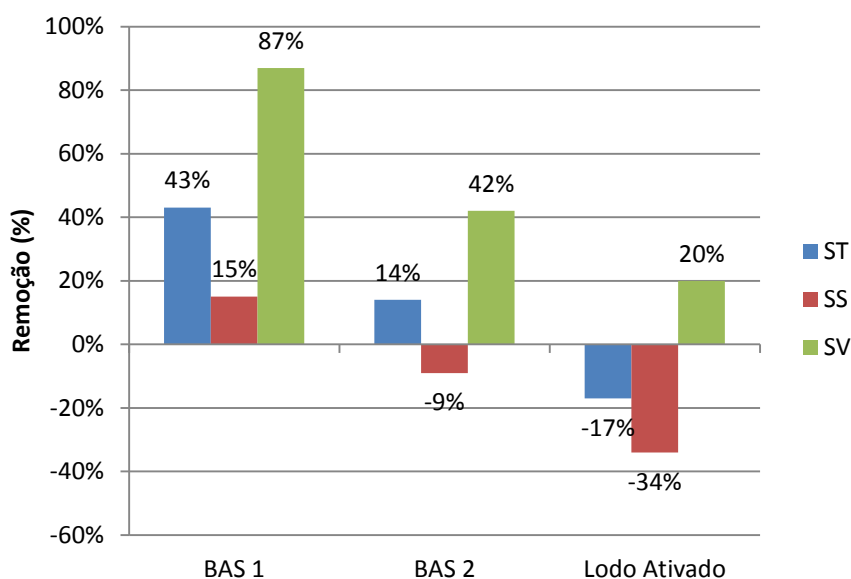


**Figura 26 - Variação de condutividade nos três reatores.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

### 5.3.8 Análise de Sólidos

Os resultados das análises para as variáveis sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos (SS), sólidos voláteis (SV) estão apresentados na Figura 27 e Tabela 25. Ao analisar a relação de sólidos do efluente bruto, observa-se que a maior parte dos materiais presentes são formado por sólidos voláteis - cerca de 64% - o que indica indiretamente uma grande quantidade de matéria orgânica e uma pequena parte de compostos inorgânicos. Dessa forma, o reator 1 teve melhor eficiência de remoção de compostos orgânicos (87%), valor muito diferente se comparado ao reator 3, que teve redução de somente 20%.





**Figura 27 - Remoção de sólidos nos três reatores.**  
Fonte: Autoria Própria.

**Tabela 25 – Variação da concentração de sólidos nos três reatores biológicos.**

	Bruto	Reator 1	Reator 2	Reator 3
ST* (mg.L-1)	1689	963,75	1445	1983,75
SS** (mg.L-1)	1132,5	962,5	1231,25	1520
SV*** (mg.L-1)	1080,25	138,75	623,75	860

\*Sólidos Totais; \*\*Sólidos Suspensos; \*\*\*Sólidos Voláteis.  
Fonte: Autoria Própria.

#### 5.4 TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DOS EFLUENTES DE REATORES BIOLÓGICOS

Para o alcance de melhores resultados, decidiu-se por realizar novamente os ensaios físico-químicos como tratamento complementar dos três reatores biológicos. As dosagens de coagulantes foram baseadas nos níveis ótimos encontrados nos ensaios anteriores (Tabela 26).

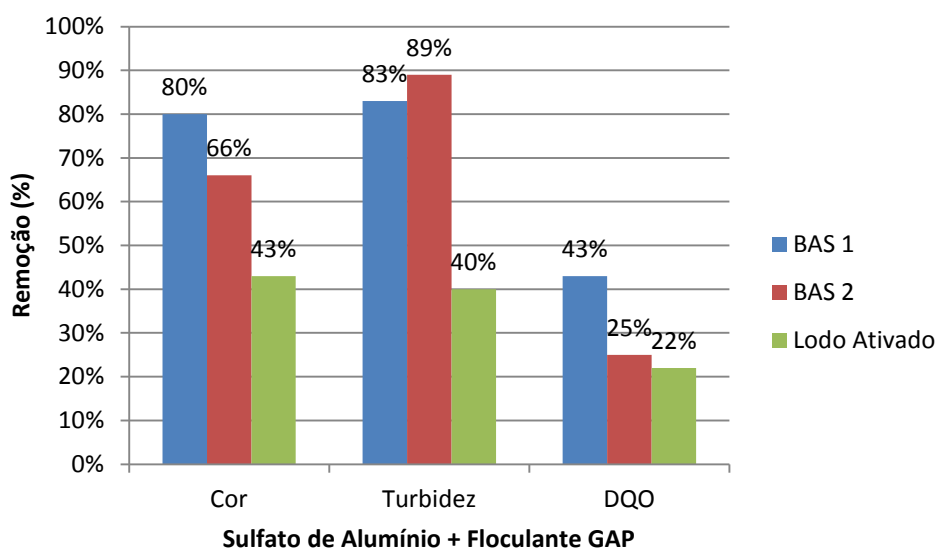
**Tabela 26 - Concentrações de coagulante e floculante.**

Reator	Ensaio 1		Ensaio 2
	Tanino (mg.L-1)	Sulfato de Alumínio (mg.L-1)	Floculante GAP (mg.L-1)
1	225	35	8
2	225	35	8
3	225	35	8

Fonte: Autoria Própria.

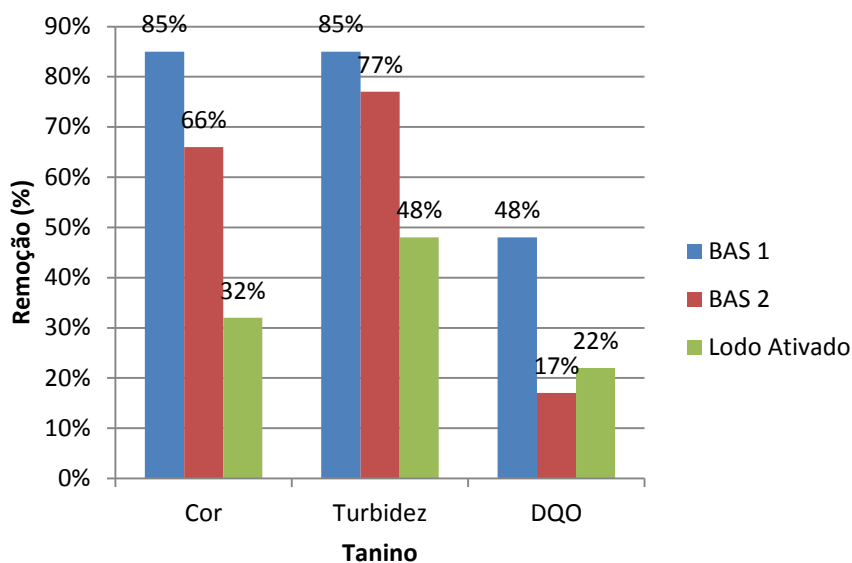
As condições de pH do efluente foram mantidas (reator 1: 8,02; reator 2: 7,4 e reator 3: 7,3).

Os resultados das análises com coagulante à base de sulfato de alumínio (Figura 28) mostram que as melhores respostas dos ensaios são pertinentes à eficiência de remoção de cor aparente e turbidez dos efluentes do reator 1 e reator 2. Nota-se também que a eficiência do tratamento no reator 3 não foi superior à 43% e que a remoção de DQO foi na média de 30%.



**Figura 28 - Remoção das variáveis de acordo com os reatores para coagulante a base de sulfato de alumínio.**  
**Fonte: Autoria Própria.**

Os resultados das análises com coagulante a base de tanino (Tanfloc SG), mostrados na Figura 29, foram muito semelhantes ao ensaio de sulfato de alumínio. As melhores respostas são relacionadas à remoção de cor aparente e turbidez dos efluentes dos reatores 1 e 2, a eficiência do tratamento no reator 3 não foi superior à 48% e a remoção de DQO foi na média de 29%.



**Figura 29 - Remoção das variáveis de acordo com os reatores para coagulante a base de sulfato de alumínio. Fonte: Autoria Própria.**

Ao considerar a eficiência global de remoção dos reatores biológicos juntamente com o tratamento físico-químico temos a Tabela 27 abaixo. No reator 3 as remoções globais não passaram de 58% nos três parâmetros analisados. O reator 2 apresenta melhores resultados se analisada a turbidez, chegando a 93,73 % com a utilização de sulfato de alumínio. Já o reator 1 apresenta elevadas remoções na utilização dos dois coagulantes. É importante notar também que na utilização de tanino foi alcançada remoção global de 70,88 %, muito superior aos resultados dos outros tratamentos biológicos analisados.

**Tabela 27 - Eficiência global dos tratamentos biológicos e físico-químicos.**

		Eficiência global Tanino (%)	Eficiência global Sul. Al. (%)
<b>Reator 1</b>	Cor Aparente	89,65	86,2
	Turbidez	95,05	95,05
	DQO	70,88	68,08
<b>Reator 2</b>	Cor Aparente	68,72	68,72
	Turbidez	86,89	93,73
	DQO	24,47	31,75
<b>Reator 3</b>	Cor Aparente	32,68	43,57
	Turbidez	57,36	50,8
	DQO	24,34	24,34

Fonte: Autoria própria.

## 6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos com a operação dos sistemas físico-químicos e reatores biológicos, bem como a combinação dos sistemas para a otimização do processo permitem concluir que:

- O tratamento físico-químico, da primeira etapa do estudo, apresentou baixa eficiência de remoção de DQO. De outro modo a remoção de turbidez e cor aparente apresentaram resultados satisfatórios.
- O reator 1 apresentou maior potencial de remoção de DQO do que os demais reatores. Pode-se atribuir essa vantagem à adição de nutrientes que auxilia no metabolismo celular das bactérias e conseqüentemente a remoção devido ao crescimento da microbiota se torna mais eficaz, melhorando a relação de substrato por microrganismos.
- As sobrecargas orgânicas podem ter prejudicado o desempenho do tratamento biológico, pois os resultados das variáveis revelam tendência da diminuição de eficiência de remoção. A limitação do sistema de distribuição de ar também pode ter contribuído para os resultados adversos no sistema de lodos ativados.
- No novo ensaio físico-químico realizado sobre o efluente final dos reatores biológicos verificou-se novamente que a remoção de turbidez e cor aparente foi mais eficiente, tanto na utilização de sulfato de alumínio quanto com Tanfloc SG.
- A eficiência global do tratamento biológico (reator 1) seguido do físico-químico apresentou elevada eficiência na remoção de todos os parâmetros. Na redução de matéria orgânica obtiveram-se valores médios de 71% quando se utilizou o coagulante a base de tanino.

Conclui-se que para melhor eficiência de tratamento do efluente industrial seria a inserção de nutrientes no BAS além da inversão dos sistemas de tratamento existentes, ou seja, a realização de tratamento biológico antes do tratamento físico-químico para remoção de compostos orgânicos é mais eficaz, sendo que possibilita a remoção de parte da biomassa aderida desprendida do sistema biológico.

## REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992). **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público: NBR 12216**. Rio de Janeiro, 18p.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21, João Pessoa, 2001. **Anais**. Rio de Janeiro, ABES, 2001.

AISSE, M.M.; SOBRINHO, P.A. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. In: Chernicharo, C.A.L. (coord.). Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2010. p.119-134.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: APHA, 2012.

BARBOZA, M. G.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Avaliação de desempenho de sistema anaeróbio em duas fases tratando esgoto sanitário sintético em diferentes temperaturas. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL. 2004, San Juan, **Anais... AIDIS**. Ago. 2004. p.1-16.

BONGIOVANI, M. C., et. al. **Os benefícios da utilização de coagulantes naturais para a obtenção de água potável**. 2010. Disponível em: <<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/8238>> Acesso em: 23 de março de 2014.

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

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução CONAMA nº 430**, de 13 de maio de 2011.

BRASIL. Ministério Do Meio Ambiente. **Água: um recurso cada vez mais ameaçado**. 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr\\_proecotur\\_publicacao/140\\_publicacao09062009025910.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf)>. Acesso em 01 de julho de 2014.

CARVALHO JUNIOR, O. **Nova configuração de biofiltro aerado submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator UASB.** 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos.

CASTAGNATO, R. **Tratabilidade de esgoto sanitário contendo formaldeído em um sistema combinado filtro anaeróbio/biofiltro aerado submerso.** 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Estadual de Campinas – Campinas.

CORALA, L. A., BERGAMACO, F. J. BASSETIC. Estudo da Viabilidade de Utilização do Floculante GAP Natural (TANFLOC) em Substituição ao Sulfato de Alumínio no Tratamento de Águas para Consumo. In: **Key elements for a sustainable world: energy, water and climate change.** 2009. São Paulo.

COUTO JUNIOR, O. M. et al. Caracterização e Otimização do Tratamento de Efluente Têxtil por Coagulação-Floculação, Utilizando Coagulante Natural Tanino. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, vol.14, n 1, p. 80-90. Jan/Jun. 2012.

COUTO JUNIOR, O. M. **Tratamento de efluentes da indústria têxtil por coagulação e floculação utilizando floculante GAPs naturais.** 2011. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

DI BERNARDO, Luiz; DANTAS, Angela Di Bernardo. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2. ed. São Carlos, SP: RiMa, 2005. 2 v. ISBN 8576560666 (v.1).

DOMINGUES, L. M. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário.** 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

DPPEA - Division of Pollution Prevention and Environmental Assistance and Division of Water Resources of the North Carolina Department of Environment and Natural Resources. **Water efficiency manual: for Commercial, Industrial, and Institutional Facilities.** August, 1998. Asheville, North Carolina. Disponível em: < <http://www.rwah2o.org/rwa/files/ToolKit/For%20Business%20Owners%20and%20Landscape%20Professionals/Water%20Efficiency%20Manual%20for%20CII%20Facilities.pdf>. > Acesso em 01 de junho de 2014.

FELICI, E. M. **Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos**. 2010. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificação e Saneamento) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

GIORDANO, E. G. Tratamento e controle de efluentes industriais. 2004. Disponível em: < <http://xa.yimg.com/kq/groups/24138517/1421219182/name/Apostila+-+Tratamento+de+efluentes+industriais.pdf> >. Acesso em: 23 de março de 2014.

GIUSTINA, S.V.D.; MIRANDA, L.A.S.; MONTEGGIA, L.O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Eng Sanitaria e Ambiental**. v.15 n.3, pg. 257-266. Jul/set 2010.

FOREST, E. et al. Métodos de análises físico-químicas de rotina de águas residuárias tratadas biologicamente. Versão 2.2. 2005. Projeto Temático FAPESP **Desenvolvimento, Análise, Aprimoramento e Otimização de Reatores Anaeróbios para Tratamento de Águas Residuárias**. Instituto Mauá de Tecnologia e Universidade de São Paulo. São Paulo.

GIRARD, F. **Tratamento de vinhaça utilizando coagulantes naturais**. 2009. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

KARL, Imhoff. **Manual de tratamento de águas residuárias**. Tradução de Max Lothar Hess. São Paulo: E. Blücher. USP, 1966, 235 p. Tradução de: Taschenbuch der Stadtentwässerung

MÁXIMO, V. A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados do aterro sanitário da região metropolitana de Florianópolis**. 2007. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

MIERZWA, J. C. **O uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria. Estudo de caso da Kodak brasileira**. 2002. Tese (Doutorado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica de São Paulo.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, 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. Belo Horizonte, 05

de Maio de 2008. Disponível em: <  
<http://www.legnet.com.br/sislegnet/integra/cliente-1/pais-1/rj706.htm> >. Acesso em 01 de julho de 2014.

MORAES, L. C. K; et al. Utilização do floculante GAP natural quitosana no processo de coagulação/floculação/ultrafiltração para a produção de água potável. In: **23º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, 2005, Campo Grande, MS.

MORENO, F. N. **Tratamento de Efluentes de uma Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas de Óleos Lubrificantes**: Processo Biológico e Físico-Químico. 2007. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Estadual de Campinas. Campinas.

NAGASHIMA, L.A. **Monitoramento de lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento**. 2009. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificação e Saneamento). Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

NT-202.R-10 - Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Aprovado pela Deliberação CECA nº 1.007 de 04 de dezembro de 1986. Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986. Disponível em: <  
<http://www.legnet.com.br/sislegnet/integra/cliente-1/pais-1/rj706.htm> >. Acesso em 01 de julho de 2014.

OLIVEIRA, A. M. C. **Optimização do uso da água na indústria**: O caso de estudo da Sociedade Central de Cervejas e Bebidas, S.A. 2009. 82 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa. Lisboa.

OLIVEIRA, H. A. **Avaliação do processo de tratamento biológico de águas residuárias sanitária e industrial em sistema combinado com reator biológico de contato seguido de filtro aerado submerso**. 2010. 90 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.

PARANÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Conselho Estadual do Meio Ambiente, CEMA. **Resolução CEMA nº 070 de 2009**.

PELEGRINO, E. C. F. **Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação**. 2011. 152 f. Dissertação (Mestrado em Concentração em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos.



PESCADOR, F. S. **Tratamento de esgoto doméstico em reatores Sequenciais em Batelada Anaeróbia**. 2001. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente, CONSEM A. **Resolução CONSEMA nº 128 de 2006**.

SÃO PAULO. Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo, 27 de junho de 2009.

SIQUEIRA, M. E. T. **Estudo da Utilização de coagulantes naturais e químicos em uma estação de tratamento de água piloto (ETA-Piloto)**. 2009. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

VON SPERLING, M. V.. **Lodos Ativados**. 2. ed. ampl. Belo Horizonte: UFMG, 2002. 428 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v. 4) ISBN 85-7041-129-4.

TATSI, A. A; et al. Coagulation – flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. **Chemosphere**, v. 53, p.737–744, 2003.

VAZ, L. G. L. **Performance do processo de coagulação/floculação no tratamento de efluente líquido gerado na galvanoplastia**. 2009. 83 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Toledo.

## APÊNCIDE A – Monitoramento dos reatores biológicos.

Parâmetro	Cor Aparente (Pt/Co)	Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	pH	Turbidez (UNT)	OD (mg.L-1)	DQO (mg.L-1)
Bruto	440	838	4,69	50	1,35	6806,917
10/jul						
Reator 1 - Efluente	1432	2548	8,44	236	2,03	829
Reator 2 - Efluente	976	3123	8,48	78	4,8	569
Reator 3 - Efluente	1000	3260	8,21	91	0,2	978
Reator 1 - Afluente	1588	2705	8,43	278	0,9	2203
Reator 2 - Afluente	1060	2563	8,37	230	1,33	1819
Reator 3 - Afluente	1644	2145	8,14	232	0,3	2661
12/jul						
Reator 1 - Efluente	860	2937	8,54	57	6,54	755
Reator 2 - Efluente	928	2384	8,17	92	5,44	1089
Reator 3 - Efluente	1632	2916	8,07	104	0,07	1856
Reator 1 - Afluente	1348	2628	8,06	236	4,65	2327
Reator 2 - Afluente	1312	2154	7,5	236	1,05	2190
Reator 3 - Afluente	1616	2640	7,18	285	0,5	3032
14/jul						
Reator 1 - Efluente	904	2785	8,58	67	7,25	507
Reator 2 - Efluente	1280	1917	8,32	80	6,9	1460
Reator 3 - Efluente	1604	2809	8,16	229	0,12	2277
Reator 1 - Afluente	1240	2540	7,57	356	4,29	2648
Reator 2 - Afluente	2050	1748	6,8	502	1,46	1609
Reator 3 - Afluente	3616	2573	6,16	772	0,22	2933
15/jul						
Reator 1 - Efluente	704	2725	8,25	52	4,73	668
Reator 2 - Efluente	1740	1509	7,92	288	6,12	1114
Reator 3 - Efluente	3520	2660	8,3	570	0,11	2289
Reator 1 - Afluente	1312	2512	7,98	227	3,47	2475
Reator 2 - Afluente	2304	1405	7,68	764	0,8	2203
Reator 3 - Afluente	4100	2535	6,74	884	0,05	3342
16/jul						
Reator 1 - Efluente	1112	2127	8,07	89	5,8	1039
Reator 2 - Efluente	2128	1276	7,52	489	6,8	1794
Reator 3 - Efluente	3870	2362	7,58	962	0,08	3168
Reator 1 - Afluente	2576	1753	7,01	497	0,08	1609
Reator 2 - Afluente	3984	1152	7,32	1046	3,42	1695
Reator 3 - Afluente	3990	2106	5,79	1206	0,06	4183
17/jul						
Reator 1 - Efluente	2170	1630	7,73	317	3,09	1113
Reator 2 - Efluente	3910	1115	7,37	960	4,9	1609
Reator 3 - Efluente	4150	2077	6,54	1259	0,09	3366

### APÊNDICE B – Monitoramento do tratamento físico-químico

X1	X2	Floculante (mg.L-1)	Coagulante (mg.L-1)	pH	Cor (Pt/Co)	(%)	Turbidez (UNT)	DQO (mg.L-1)	(%)
-1	-1	3,8	72	7,5	152	55	22,1	6238	29
1	-1	12,2	72	7,53	101	70	15,2	7203	18
-1	1	3,8	129	7,5	86	75	12,9	7389	16
1	1	12,2	129	7,54	80	76	12,9	7314	17
-	0	2	100	7,53	128	62	21,8	6906	21
1,41	0	14	100	7,48	123	64	23,1	6980	20
1,41	-	8	60	7,52	157	54	21,6	6795	22
0	1,41	8	140	7,53	89	74	12,8	6646	24
0	0	8	100	7,48	144	58	19,5	7092	19
0	0	8	100	7,49	129	62	16,6	7277	17
0	0	8	100	7,53	146	57	19,5	7946	9
Bruto				4,88	340	-	46	-	-

Nota. Valores relativos à utilização de sulfato de alumínio e floculante GAP.

Coagulante (mg.L-1)	pH	Cor	(%)	Turbidez	(%)	DQO (mg.L-1)	(%)
50	5,97	178	69	36	25	6572	12
100,9	5,97	78	87	8	83	6498	13
225	5,98	67	88	8	83	6386	14
349,1	5,97	257	56	21	56	6757	9
400	5,97	471	19	31	35	6943	7
Bruto	4,5	579	-	48	-	7426	-

Nota. Valores relativos à utilização de Tanfloc SG.