
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PERÍODO NOTURNO

PRISCILA FELIPE SILVA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FRIGORÍFICO**

– UM ESTUDO DE CASO EM RIO CLARO / SP –



Rio Claro
2011

PRISCILA FELIPE SILVA

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE
EFLUENTES DE FRIGORÍFICO

– UM ESTUDO DE CASO EM RIO CLARO / SP –

Orientadora: PROF^a DR^a DEJANIRA DE FRANCESCHI DE ANGELIS

Co-orientador: PROF^a DR^a DILZA APARECIDA NALIN DE OLIVEIRA LEITE

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Biociências da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” -
Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau de
Licenciado e Bacharel em Ciências Biológicas.

Rio Claro

2011

574.5263 Silva, Priscila Felipe
S587a Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de
frigorífico: um estudo de caso em Rio Claro / Priscila Felipe Silva. - Rio
Claro: [s.n.], 2011
126 f.: il., figs., gráfs., tabs., fots.

Trabalho de conclusão de curso (licenciatura e bacharelado - Ciências
Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de
Rio Claro

Orientador: Dejanira de Franceschi de Angelis
Co-Orientador: Dilza Aparecida Nalin de Oliveira Leite

1. Ecologia aquática. 2. Qualidade das águas superficiais. 3. Indústria
alimentícia. 4. Efluentes líquidos. 5. Lagoas de estabilização. I. Título.

Aos meus irmãos Luis Felipe (*in memorian*),
Lucas, Isabela, Luccas, Júlia e Matheus,

Dedico a minha luta.

Agradecimentos

Se hoje realizo esse sonho, tenham certeza que foi escrito por muitas mãos.

Aos meus pais todos, Dircelei e Wanderlei, e Marcos e Monika, por quem ultrapassei barreiras desejando vê-los orgulhosos da filha que criaram. Obrigada!

À Professora Dejanira e à Dilza, não tenho palavras! Não seria possível sem o coração e a paciência de vocês. Também à toda a equipe que se dedicou para que este trabalho se concretizasse: Márcio Rosin, Márcio Ramos, Roberto José Pedro, Vandenilson Oliveira (Zito), Inês Dalfré, Maria Luíza Rodrigues, Mirtis Malagutti Oriza, e à Ângela, pelo carinho.

Ao Yuri, à Taize e seu noivo Giovani, ao Djalma, e à toda a equipe da Geoinform Ambiental por todo apoio e confiança em meu trabalho.

Aos profissionais do Frigorífico, Sr. Cláudio, Ivana, Felipe, Clara e Djalma, pela oportunidade, receptividade e credibilidade.

Às minha amigas Cynthia (!), Carol e Maíra pelo companheirismo e amizade. Sem os sorrisos a trajetória seria diferente. Obrigada pela força! Ao Samuel, amigo e colega de trabalho, por quem perdi muitas vírgulas.

A meu tio Joel, Regina, e equipe de profissionais da UFABC, pela oportunidade e compreensão.

À minha família que sempre me aguarda sorrindo.

À Deus.

Palavras não dizem.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	06
2. OBJETIVOS	08
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	09
3.1. Água como Recurso Natural	09
3.2. Parâmetros de Qualidade da Água	12
3.2.1. Parâmetros Físicos	12
3.2.1.1. Cor	13
3.2.1.2. Turbidez	13
3.2.1.3. Série de Sólidos	14
3.2.1.4. Sabor e Odor	16
3.2.1.5. Temperatura	17
3.2.2. Parâmetros Químicos	18
3.2.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	18
3.2.2.2. Condutividade Elétrica	20
3.2.2.3. Cloretos	21
3.2.2.4. Série de Nitrogênio	22
3.2.2.5. Fósforo	24
3.2.2.6. Oxigênio Dissolvido (OD)	26
3.2.2.7. Demanda Química de Oxigênio (DQO)	27
3.2.2.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	29
3.2.3. Parâmetros Biológicos	30
3.2.3.1. Coliformes Totais	31
3.2.3.2. <i>Escherichia coli</i>	32
3.2.3.3. Ensaio Toxicológico	32
3.2.3.3.1. Teste de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia similis</i>	34
3.3. Índice de Qualidade da Água (IQA)	37
3.4. Caracterização e Tratamento de Efluentes Industriais	39
3.4.1. A Utilização da Água e a Geração de Efluentes Industriais	40
3.4.2. Delineamento da Estação de Tratamento de Efluentes Industriais	40
3.4.3. Processos de Tratamento de Efluentes Industriais	42
3.4.3.1. Processos Físicos	42
3.4.3.2. Processos Químicos	44
3.4.3.3. Processos Biológicos	45
3.4.3.3.1. Reatores Anaeróbios	46
3.4.3.3.2. Reatores Aeróbios	47
3.4.3.3.3. Lodo Ativado	48
3.4.3.3.4. Lagoas de Estabilização	49
3.5. A Indústria Alimentícia e a Geração de Efluentes	53

3.5.1.	A Indústria Frigorífica e a Geração de Efluentes	56
3.6.	Legislação: Qualidade dos Recursos Hídricos	63
3.6.1.	Legislação Federal	63
3.6.2.	Legislação do Estado de São Paulo	65
4.	MATERIAL E MÉTODOS	68
4.1.	Material.....	68
4.1.1.	Caracterização do Local de Estudo	68
4.1.2.	Materiais e Equipamentos	79
4.2.	Métodos	79
4.2.1.	Métodos de Coleta.....	79
4.2.2.	Análise das Amostras	81
4.2.2.1.	Potencial Hidrogeniônico (pH)	81
4.2.2.2.	Condutividade	81
4.2.2.3.	Série de Sólidos (Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos)	81
4.2.2.4.	Turbidez	81
4.2.2.5.	Cloretos.....	81
4.2.2.6.	Série de Nitrogênio (Amônia, Nitrato e Nitrito)	81
4.2.2.7.	Fósforo	82
4.2.2.8.	Oxigênio Dissolvido (OD)	82
4.2.2.9.	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	82
4.2.2.10.	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	82
4.2.2.11.	Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	82
4.2.2.12.	Ensaio de Toxicidade.....	83
4.2.2.13.	Índice de Qualidade da Água	83
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	84
5.1.	Potencial Hidrogeniônico (pH).....	84
5.2.	Condutividade	87
5.3.	Série de Sólidos (Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos).....	89
5.4.	Turbidez	93
5.5.	Cloretos.....	94
5.6.	Série de Nitrogênio (Amônia, Nitrato e Nitrito).....	97
5.7.	Fósforo.....	99
5.8.	Oxigênio Dissolvido (OD).....	102
5.9.	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	105
5.10.	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	107
5.11.	Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	109
5.12.	Ensaio de Toxicidade.....	112
5.13.	Índice de Qualidade da Água (IQA).....	115
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	117
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	121

1. INTRODUÇÃO

A evolução do conhecimento relativo à natureza e seus fenômenos permitiu, desde os primórdios da humanidade, a exploração das suas fontes e recursos, a fim de melhorar a qualidade de vida das comunidades. Surgiram, ao longo dos séculos, tecnologias cada vez mais sofisticadas para a execução de atividades de exploração, produção e processamento de matérias-primas; produtos mais eficientes e resistentes, e, simultaneamente, transformações sociais e alterações no poder e nos padrões de consumo.

Em decorrência do aumento indiscutível do consumo de produtos e serviços, iniciado a partir da Primeira Revolução Industrial, houve uma intensificação da produção agropecuária e a expansão do mercado, incentivando a implantação, ampliação e diversificação de estabelecimentos comerciais e industriais. Não são necessários muitos argumentos para afirmar a existência e o grau dos impactos que esta mudança ocasionou para os ecossistemas naturais.

Embora os impactos sobre o meio ambiente devam ser considerados em todas as suas formas, os ecossistemas aquáticos têm sido enfoque de muitos estudos há décadas, devido à essencialidade da água para os organismos vivos, e à sua disponibilidade limitada, uma vez que o aproveitamento de fontes alternativas, tais como a água salgada ou subterrânea, exige investimentos mais elevados (CETESB, 2010 a).

As fontes de poluição da água são numerosas e diversificadas: desmatamento, uso inadequado do solo, exploração excessiva dos recursos pesqueiros, alteração no curso natural dos corpos-d'água, construção de barragens e represas, garimpo, práticas agrícolas antiquadas, despejo de efluentes domésticos e industriais sem qualquer tratamento prévio, entre outros. As alterações físico-químicas ocasionadas pelas atividades antrópicas têm como consequências imediatas a queda da qualidade da água e a destruturação dos ecossistemas aquáticos (PEREIRA, 2010; GOULART; CALLISTO, 2003). Dessa forma, o excesso de poluentes, somado à elevada demanda hídrica, ocasiona um desequilíbrio permanente do ciclo hidrológico e a limitação dos usos possíveis das águas naturais, conduzindo,

inevitavelmente à escassez deste recurso em diferentes níveis espaço-temporais (PEREIRA, 2010).

Prevê-se, portanto, a existência de uma crise hídrica, cujos efeitos abrangem não apenas a configuração bioecológica dos ambientes naturais, mas também a estruturação socioeconômica das comunidades humanas, pois imporá dificuldades ao desenvolvimento aumentando assim a desigualdade entre regiões e países. Outro fator relevante consiste na elevação da incidência de doenças de veiculação hídrica (PEREIRA, 2010).

Diante deste contexto a adoção de medidas de controle de poluentes para diversos setores econômicos, especialmente para o setor industrial, deve ser considerada uma das prioridades político-econômicas, a fim de evitar prejuízos irreparáveis aos ecossistemas (BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

O nível de controle dos processos industriais é frequentemente definido nos termos da *melhor tecnologia disponível*, identificada e estabelecida com base em informações acerca das condições de aplicabilidade e desenvolvimento tecnológico no controle da poluição. Tais informações não se resumem apenas pela qualificação dos resíduos e efluentes, mas abrangem dados relativos a novos processos produtivos, de mais eficientes e menos poluidores, além de pesquisas sobre fontes alternativas de energia, otimização do consumo hídrico e energético, entre outras. (BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Nas duas últimas décadas, a discussão acerca das exigências sobre o controle de agentes poluidores foi estabelecida e intensificada em todos os segmentos sociais. Ainda assim, a definição da melhor tecnologia disponível, sob o ponto de vista empresarial, considera como prioridade as condições econômicas pré-existentes para a sua aplicação, de forma relativamente independente das necessidades de controle de poluição ambiental (BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Dessa forma, a aplicação de medidas simples e ambientalmente mais corretas são ofuscadas pela dificuldade em aplicar, principalmente em empresas de médio e pequeno porte, tecnologias mais caras e sofisticadas.

2. OBJETIVOS

Avaliar o sistema de tratamento das águas residuárias de um frigorífico localizado no Município de Rio Claro / SP, fornecendo subsídios teóricos para aperfeiçoar o sistema de tratamento utilizado. Para tal, têm-se os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o efluente não-tratado, utilizando as variáveis de qualidade hídrica;
- Caracterizar o efluente tratado, antes de ser lançado em um córrego local, utilizando as mesmas variáveis de qualidade hídrica;
- Avaliar o grau de depuração dos efluentes submetidos ao sistema de tratamento atualmente instalado;
- Determinar, se necessário, práticas adicionais, visando à otimização do sistema de tratamento de efluentes estudado.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Água como Recurso Natural

A água é uma das substâncias essenciais para manutenção da vida, sendo o recurso mais abundante existente na Terra, presente em todos os ambientes em diferentes estados físicos. Estima-se que no planeta, haja 1.386 trilhões de metros cúbicos de água, distribuídos pelos oceanos, mares, rios, lagos e geleiras, totalizando 77% da superfície da Terra (REBOUÇAS et al, 2008).

A grande quantidade de água existente pode induzir à ideias errôneas sobre a sua disponibilidade. Estima-se que 97,5% da água existente esteja presente nos mares e oceanos, sendo classificada como “água salgada”. Em parâmetros de nível mundial, considera-se salgada a água *in natura* cujo teor de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) seja superior a dez mil miligramas por litro (REBOUÇAS et al, 2008).

Existem técnicas que possibilitam utilizar água salgada para remeter-lhe alguns usos. No entanto, são processos bastante morosos e de alto custo (CETESB, 2010 a), sendo utilizado apenas como último recurso para a obtenção de água potável. As águas salobras possuem teores mais baixos de STD, variando entre mil e dez mil miligramas por litro (REBOUÇAS et al, 2008). Porém, sua utilização não é muito comum, pois depende de mecanismos de tratamento semelhantes aos da água salgada.

Dessa forma, a água denominada doce, cujo teor de STD é inferior a mil miligramas por litro (REBOUÇAS et al, 2008), é a única que apresenta características físico-químicas adequadas para o consumo e utilização imediatos. Retomando as proporções, apenas 2,5% de todo o volume de água existente na Terra possui tais características, do qual predominam as águas solidificadas nas calotas polares e geleiras (68,9%), seguidas pelas águas subterrâneas (29,9%). As águas superficiais, as quais abrangem os rios e lagos, e cujo acesso é incomparavelmente mais simples, constituem apenas 0,3% do volume de água doce (REBOUÇAS et al, 2008), ou seja, 0,0075% de todo o volume estimado no planeta.

As reservas de água “útil” são, portanto, relativamente limitadas e em alguns locais escassa (DOWBOR; TAGNM, 2005).

Desde as primeiras comunidades nômades, procurou-se formar vínculos espaço-temporais com os corpos-d’água superficiais disponíveis, considerados elementos primordiais no estabelecimento das civilizações, bem como na distribuição das suas atividades ao longo dos séculos.

Até a década de 1970, houve intenso crescimento econômico, iniciado pela Primeira Revolução Industrial, e consolidado, tanto nos países desenvolvidos quanto nos emergentes, devido à convicção da *infinidade e abundância dos recursos naturais e energéticos*, dentre outros fatores. O ciclo econômico incluiu um importante aumento no poder de consumo, bem evidente para uma minoria, mas também existente para uma massa de trabalhadores ansiosa por melhoras na qualidade de vida. Houve a criação de novas tecnologias e o aprimoramento de atividades de exploração, produção e processamento de matérias-primas. Todas essas transformações impulsionaram alterações nos padrões de consumo, que, por sua vez, deram suporte ao estabelecimento de novos empreendimentos comerciais e industriais (BUARQUE, 2008).

Após esse período tal modelo econômico, fundado no aumento de produtividade do trabalho e no incentivo ao consumo para a reprodução do capital, começou a entrar em declínio (BUARQUE, 2008; CORTEZ e ORTIGOZA, 2007), devido ao início da escassez de recursos naturais necessários em quantidades exorbitantes para mantê-lo.

Ainda hoje, o crescimento populacional e econômico baseado nos níveis e padrões de consumo existentes, tende a degradar o meio ambiente e seus recursos, levando cada vez mais à diminuição das possibilidades de desenvolvimento e ao comprometimento da qualidade de vida (BUARQUE, 2008).

Os recursos hídricos, considerados bens naturais renováveis, são explorados com intensidade e velocidade superiores ao seu ritmo de autodepuração, fato que poderá levar não ao esgotamento por completo, mas à eliminação do seu potencial de utilização.

Em uma análise global, 85% da água captada é utilizada em fins agrícolas, 10% na indústria, e 5% no uso doméstico. Porém o problema de maior potencial é o despejo de resíduos: defensivos agrícolas, efluentes industriais diversos e esgotos domésticos, que se lançados em reservas de água natural geram um efeito poluidor de progressão exponencial, uma vez que a massa de água poluída torna-se consideravelmente maior do que o volume consumido (DOWBOR; TAGNM, 2005).

Segundo estes autores, as águas naturais apresentam valores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) inferiores a 3 mg/L, os esgotos domésticos 300 mg/L, enquanto efluentes industriais frequentemente ultrapassam a marca de 3.000 mg/L. Sob esta estimativa, para cada litro de água consumido são necessários, respectivamente, 100 e 1.000 litros adicionais para a diluição eficiente dos resíduos antrópicos presentes nas águas servidas.

Outro fator importante são os danos ocasionados pelo despejo de diversos compostos tóxicos em águas naturais, incluindo as utilizadas para o abastecimento público. Nos países em desenvolvimento 80% das doenças e 33% das mortes, principalmente a infantil, são decorrentes do contato primário com água poluída (DOWBOR; TAGNM, 2005).

Torna-se evidente que o manejo prévio dos efluentes produzidos reduziria significativamente a incidência de (I) *problemas ambientais*, tais como a destruição de habitats, desestabilização de ecossistemas em diferentes escalas e perda de biodiversidade; (II) *problemas sociais*, decorrentes da propagação de múltiplas doenças ocasionadas pela poluição hídrica ou pelo saneamento inadequado; e (III) *problemas econômicos*, pois seriam necessários aportes financeiros significativamente menores para realizar o tratamento das águas destinadas ao abastecimento público, o que possibilitaria o direcionamento de investimentos para outros setores político-econômicos.

Para que tal manejo seja possível, têm-se a necessidade de avaliar a qualidade da água destinada ao mais variados usos, bem como a que será descartada, mediante a análise e comparação dos diversos parâmetros físicos, químicos e biológicos que a constituem.

3.2. Parâmetros de Qualidade da Água

Em situações naturais, as características físico-químicas das águas superficiais e subterrâneas podem ser alteradas pela incorporação de sólidos em suspensão, tais como partículas de solo; ou dissolvidos, como os íons oriundos da intemperização de rochas. A cobertura e a composição dos solos e subsolos inseridos nos limites da bacia hidrográfica são os principais determinantes dessas alterações (VON SPERLING, 2005).

Portanto as interferências antrópicas, seja de forma direta e concentrada, como o lançamento de resíduos domésticos e industriais; seja de forma indireta ou dispersa, durante a alteração da cobertura vegetal do solo ou a aplicação de defensivos agrícolas; possuem grande contribuição na alteração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (VON SPERLING, 2005).

Após a modificação da composição físico-química de um corpo-d'água, é importante determinar de quais formas seria possível utilizá-la, com e sem a interferência de tratamentos. Dessa forma, aborda-se a “qualidade da água” como o conjunto de características físico-químicas desejáveis em função de um referencial previsto de utilização (VON SPERLING, 2005). Exemplificando, entende-se que a água considerada adequada para fins de irrigação agrícola pode não ser qualificada para o consumo direto e, portanto, não necessita do mesmo tipo de tratamento.

Neste contexto torna-se essencial a definição de parâmetros adequados que permitam qualificar a água de acordo com suas diversas destinações. Para medidas gerais de determinação e controle da qualidade da água são considerados seus principais atributos físicos, químicos e biológicos, especificados a seguir, embora algumas atividades exijam mais cuidados para sua utilização.

3.2.1. Parâmetros Físicos

Os principais parâmetros físicos avaliados durante a determinação da qualidade da água são: cor, turbidez, sabor, odor e temperatura.

3.2.1.1. Cor

A coloração, conceituada de forma simplificada como a capacidade de uma água em absorver luz (ZILBERMAN, 1997), é atribuída à presença de sólidos dissolvidos, resultantes, em condições naturais, da decomposição da matéria orgânica, ou da presença de ferro e manganês. A avaliação desse parâmetro deve ser feita com cautela, uma vez que podem ser obtidos dois resultados: *cor aparente*, na qual há interferência da turbidez, e *cor verdadeira*, obtida após a centrifugação da amostra, a fim de eliminar os sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

Cores elevadas implicam, essencialmente, em uma aparência desagradável e duvidosa. O risco à saúde pode existir apenas sob determinadas circunstâncias, como por exemplo, quando a adição de cloro durante o tratamento da água provoca reações com os compostos responsáveis pela sua coloração, formando substâncias carcinogênicas (VON SPERLING, 2005).

Resíduos industriais e esgotos domésticos podem alterar a coloração da água, levando à necessidade de cuidados operacionais mais específicos durante o seu tratamento (VON SPERLING, 2005).

3.2.1.2. Turbidez

A turbidez é conceituada como o grau de interferência na passagem da luz pela água e é determinada pela concentração de sólidos em suspensão. Águas naturalmente turvas podem apresentar grande quantidade de partículas de rocha, argila, silte, ou, ainda, microrganismos (VON SPERLING, 2005). Em corpos-d'água superficiais não represados é comum a detecção de significativas variações sazonais nos valores de turbidez da água bruta (CETESB, 2010 b), devida principalmente à carreação pluvial dos elementos supracitados.

A consequência direta do aumento da turbidez da água é a diminuição da penetração da luz, interferindo nos processos fotossintéticos. Adicionalmente, sólidos em suspensão podem abrigar microrganismos patogênicos, tornando-se um risco para eventuais consumidores (VON SPERLING, 2005). Por esse motivo, a turbidez de uma água é considerada um dos principais parâmetros tanto para a

seleção da tecnologia a ser utilizada, quanto no controle operacional dos processos de tratamento. Isso ocorre porque a turbidez assume a função de indicador sanitário: primeiramente, a remoção de partículas sólidas em suspensão mediante a aplicação de um processo de filtração eficiente implica, também, na eliminação dos microrganismos nelas existentes. Além disso, os processos de desinfecção exercidos durante os tratamentos da água para consumo humano são mais eficientes à medida que há diminuição do número de partículas que poderiam proteger os microrganismos da ação desinfetante. (CETESB, 2010 b) Os dois processos em conjunto restringem significativamente o potencial da água como veículo para a propagação de doenças.

O desenvolvimento de processos erosivos nos solos de áreas onde a cobertura vegetal foi suprimida, além de despejos de resíduos domésticos ou industriais em corpos-d'água, são as principais causas antrópicas de aumentos nos índices de turbidez (VON SPERLING, 2005).

3.2.1.3. Série de Sólidos

A presença de sólidos nos corpos-d'água é principalmente atribuída, sob condições naturais, à erosão natural das margens, à carreação de partículas de solo por águas pluviais, ao revolvimento do estrato sedimentar em períodos chuvosos, e ao aumento da biomassa de um ecossistema (CETESB, 2011).

Para a avaliação sanitária da água, considera-se sólida toda a matéria que permanece como resíduo, após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura preestabelecida, e durante um intervalo de tempo fixo (CETESB, 2011).

A caracterização dos sólidos presentes em uma amostra considera a classificação dos mesmos de acordo com a sua natureza, ou seja, as frações constituídas por sólidos voláteis ou fixos; e com o tamanho das partículas, determinando as frações de sólidos suspensos, com diâmetro maior do que 1,2 μm , e dissolvidos, com partículas de diâmetro inferior. Geralmente, as operações de secagem, calcinação e filtração são suficientes para essa qualificação (CETESB, 2011; GIORDANO, 2004).

Para mensurações de efeito prático, a fração constituída por sólidos voláteis é utilizada com frequência para inferir a quantidade de matéria orgânica existente em um corpo-d'água ou sistema de tratamento de efluentes. Entretanto, este parâmetro não representa exatamente a fração ativa da biomassa presente, bem como não propicia informações acerca da natureza específica dos diferentes compostos orgânicos (CETESB, 2011).

A relação entre as frações quantificadas dos sólidos podem fornecer informações preliminares importantes para sua caracterização. Exemplificando, se após a análise de determinada amostra for concluído que entre os sólidos totais (ST) a maior fração é correspondente aos sólidos voláteis (SV), a relação SV/ST fornece uma boa indicação do potencial de degradação biológica do material coletado, e, conseqüentemente, das possibilidades para sua completa mineralização (CETESB, 2011).

A maioria dos parâmetros de qualidade da água considerados neste e em outros trabalhos são influenciados de forma direta ou indireta pela presença e a concentração dos sólidos.

Fontes antrópicas incluem o despejo de esgotos domésticos e de efluentes industriais, além de fontes difusas em áreas urbanas e rurais (CETESB, 2011; NUVOLARI, 2003).

Os danos ocasionados pelo excesso de sólidos nos corpos hídricos são variados. Incluem a elevação da turbidez das águas; sedimentação ao longo de calhas, promovendo a decomposição anaeróbia de matéria orgânica e prejudicando a fauna e flora bentônicas; distúrbios no leito de desova de peixes, retenção de bactérias; altos teores de sais, comumente associados à redução da potabilidade e à capacidade corrosiva da água, entre outros fatores (CETESB, 2011)

3.2.1.4. Sabor e Odor

Sólidos em suspensão e sólidos e gases dissolvidos alteram o sabor e o odor das águas. Embora processos como a decomposição da matéria orgânica, a atividade de alguns microrganismos e a dissolução de gás sulfídrico possam ocasionar esse efeito sob condições naturais, o despejo de resíduos domésticos e industriais, além da dissolução artificial de gases são atividades que intensificam de forma considerável tais características (VON SPERLING, 2005).

A natureza e a origem das substâncias que conferem sabor e odor às águas são diversificadas e geralmente estão presentes em pequenas concentrações, dificultando sua detecção (REBOUÇAS et al, 2008). A constatação de valores muito elevados para estes parâmetros poderia indicar a presença de substâncias de caráter ou em concentrações acima dos padrões, levando à necessidade da identificação das principais fontes geradoras de tais compostos (VON SPERLING, 2005). Esta caracterização auxilia na determinação do tratamento mais eficiente para a água amostrada.

As características denominadas organolépticas, constituídas pela coloração verdadeira ou aparente da água, pelo sabor e pelo odor, possuem consequências predominante e meramente estéticas, o que coloca esses parâmetros entre aqueles rotineiramente utilizados para a caracterização de águas destinadas ao consumo humano (REBOUÇAS et al, 2008; VON SPERLING, 2005).

No entanto ressalta-se que, mesmo para corpos hídricos não destinados a este fim, tais características devem ser consideradas, pois podem constituir indicadores de qualidade fisioecológica, relacionando-se à presença de elementos que possam ser nocivos para espécies animais e vegetais diversas (PALMA-SILVA, 2006).

3.2.1.5. Temperatura

A temperatura é um atributo físico determinante para a existência de todas as formas de vida conhecidas. Conceituada como a energia cinética média do movimento das partículas da matéria (PIRES, 2008), a temperatura influencia diretamente todas as reações físicas, químicas e biológicas, mediante modificações dos padrões ambientais que favoreciam um equilíbrio inicial, produzindo a seguir um novo equilíbrio sob novas condições.

Em situações naturais, os corpos-d'água apresentam alterações diárias e sazonais de temperatura, além da estratificação térmica devido às variações de profundidade. No entanto, alguns processos industriais podem utilizar água para o resfriamento de equipamentos, eliminando-as posteriormente como efluente cuja temperatura pode ser mais elevada que a do ambiente. Esse fator acarreta o aumento das taxas das reações físicas, químicas e biológicas (em temperaturas usuais); bem como a diminuição da solubilidade dos gases (VON SPERLING, 2005), eliminando grande parte do oxigênio dissolvido e, dessa forma, prejudicando os organismos que dele dependem.

Outros atributos de grande relevância em meio aquático e altamente influenciados pela temperatura são: viscosidade, tensão superficial, compressibilidade, calor específico, constante de ionização e calor latente de vaporização, os quais diminuem à medida que a temperatura aumenta, também ocorre aumento da condutividade térmica e da pressão de vapor (CETESB, 2011).

Organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação do ovo (CETESB, 2011).

Os parâmetros físicos de qualidade da água podem ser analisados em águas residuárias ou corpos-d'água impactados, juntamente com os parâmetros químicos e biológicos, proporcionam critérios para o estabelecimento de um sistema de tratamento adequado.

3.2.2. Parâmetros Químicos

Há diversas formas possíveis de alterar quimicamente as propriedades da água. Em resumo, a modificação da concentração de qualquer elemento químico, em relação às situações mais comumente encontradas, pode ocasionar alterações significativas em sua qualidade

3.2.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH cuja mensuração representa a atividade do hidrogênio em meio aquoso (PALMA-SILVA, 2006), é uma característica relacionada à alcalinidade e a acidez das águas, definida pelo tipo e pela quantidade de sólidos e gases dissolvidos nas mesmas, entre outros fatores (VON SPERLING, 2005).

As medidas de pH encontram-se em uma escala que varia de 0 a 14, sendo que baixos valores indicam acidez do meio, enquanto valores elevados, a alcalinidade (PALMA-SILVA, 2006).

Em águas naturais, o pH, embora influenciado por diversas variáveis, é essencialmente determinado pela concentração de íons de hidrogênio, originada a partir da dissociação do ácido carbônico, e contrabalanceada pelas reações ocorrentes entre as moléculas da água e os íons carbonatos e bicarbonatos. De uma forma geral, as águas superficiais possuem pH entre 4,0 e 9,0. A determinação dessa variável é decorrente das características pedológicas da bacia hidrográfica formada pelo corpo-d'água analisado (PALMA-SILVA, 2006).

Ambientes neutros, ou seja, com pH próximo a 7,0, são os mais adequados para o estabelecimento de comunidades aquáticas diversificadas. A influência desse atributo sobre a biota é notada tanto de forma direta, mediante o controle sobre as reações biológicas e, conseqüentemente, sobre a fisiologia das diversas espécies; como de forma indireta, através da alteração do equilíbrio químico de da solubilidade de diversos componentes aquáticos. Sob determinadas condições de pH pode ocorrer a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados, ou alguns elementos essenciais, como nutrientes, podem tornar-se indisponíveis aos organismos (CETESB, 2011).

Simultaneamente, o estabelecimento de comunidades aquáticas influencia de diversas formas no potencial hidrogeniônico do meio. Em águas mais ácidas, por exemplo, a utilização de dióxido de carbono (CO_2) durante as atividades fotossintéticas ocasiona elevação do pH. Ambientes aquáticos naturalmente alcalinos, entretanto, mantém o pH sob valores constantes, ainda que submetidos a altas taxas de fotossíntese, uma vez que o consumo de CO_2 é imediatamente compensado pela dissociação do bicarbonato de cálcio (PALMA-SILVA, 2006).

Valores muito baixos ou elevados de pH podem indicar a contaminação do manancial por efluentes industriais, considerados os principais agentes antrópicos modificadores desse parâmetro. O aumento da concentração de microrganismos, ocasionado pelo despejo de esgotos domésticos, intensifica e acelera as atividades de oxidação alterando o pH (VON SPERLING, 2005). Outro fator relevante de modificação das faixas de pH em corpos-d'água superficiais pode advir de chuvas ácidas (PALMA-SILVA, 2006).

Diversos tratamentos físico-químicos de efluentes industriais estão associados ao controle do pH. A alcalinidade favorece processos como a precipitação química de metais pesados, a oxidação química de cianeto, o arraste de amônia convertida à forma gasosa, e outros. Ao mesmo tempo, processos como a redução do cromo hexavalente à forma trivalente, a oxidação química de fenóis, a quebra de emulsões oleosas, entre outros, ocorrem sob acidificação. Para sistemas biológicos de tratamento de efluentes industriais e esgotos, sejam eles anaeróbios ou aeróbios, o pH exerce seu papel sobre as reações biológicas e físico-químicas envolvidas nos processos de depuração, além de constituir um fator de controle e monitoramento durante a execução do tratamento, o qual é usualmente mantido na neutralidade.

Em tratamentos convencionais de águas de abastecimento, as diferentes etapas exigem controles específicos e rigorosos sobre o pH. Na etapa inicial de coagulação e floculação é necessário pH ótimo, no qual as partículas coloidais apresentam menor quantidade de carga eletrostática superficial, para que seja alcançada uma eficiência máxima durante o processo. Na etapa de cloração, por sua vez, a acidificação da água torna mais efetivo o mecanismo de desinfecção, sabendo-se que a dissociação do ácido hipocloroso em hipoclorito é menos

frequente. O processo de distribuição das águas tratadas também exige monitoramento do pH, mantido o mais próximo possível da neutralidade. Isso ocorre porque águas ácidas são corrosivas, enquanto as alcalinas são incrustantes, sendo ambos os efeitos indesejáveis para o sistema de canalização (CETESB, 2011).

Diante do exposto, o pH representa uma variável difícil de interpretar sob determinadas condições, podendo assim ser considerado um dos parâmetros ambientais mais importantes em estudos limnológicos (PALMA-SILVA, 2006).

Portanto pode-se afirmar que o controle de resíduos industriais influencia não somente a formação do ecossistema aquático no corpo receptor, mas também nos custos de tratamento da água, caso o mesmo seja destinado ao abastecimento público.

3.2.2.2. Condutividade Elétrica

A condutividade é a expressão numérica que quantifica a capacidade intrínseca a determinados materiais para conduzir a corrente elétrica. Em soluções aquosas, este parâmetro depende, sobretudo, da concentração de íons dissolvidos, embora a temperatura exerça também significativa influência em sua determinação (CETESB, 2011). Em águas continentais, os íons mais comuns responsáveis pelos valores de condutividade são o cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, cloretos e sulfatos, entre outros presentes em menor quantidade (PALMA-SILVA, 2006).

Trata-se de uma medida indireta e proporcional à concentração de Sólidos Totais Dissolvidos (STD) existentes na coluna-d'água, fornecendo boas indicações quanto à sua composição mineral, embora sem especificar a quantidade relativa de cada um dos vários elementos dissolvidos. Por esse motivo, é considerado um dos parâmetros para a avaliação indireta da ocorrência de focos de poluição hídrica (CETESB, 2011; HELLER; PÁDUA, 2006).

Valores elevados de condutividade indicam a ocorrência de modificações na formação e precipitação do carbonato de cálcio, conferindo à água características corrosivas. Adicionalmente, tais valores indicam alterações no equilíbrio de espécies químicas, e por consequência, no transporte das mesmas entre organismos

unicelulares e o meio aquático, provocando alterações no metabolismo e efeitos inibitórios (HELLER; PÁDUA, 2006).

Em águas superficiais naturais, a condutividade pode variar entre 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, caracterizando-as, neste último caso, como impróprias para o uso direto. Para efeitos de padronização da qualidade, considera-se que águas com valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ já indicam ambientes impactados. Efluentes industriais podem elevar os valores de condutividade para 10.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por este motivo, tais efluentes constituem um dos principais fatores antrópicos de influência para os níveis de condutividade elétrica dos mananciais (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006).

Outras formas de influência antrópica consistem no despejo de efluentes domésticos, insumos agrícolas e remoção da cobertura vegetal existente nos limites da bacia hidrográfica, sendo que a presença de matas ciliares bem estabelecidas é importante na diminuição dos valores de condutividade dos cursos-d'água superficiais, uma vez que a vegetação realiza a absorção dos íons dissolvidos para a sua nutrição (PALMA-SILVA, 2006).

3.2.2.3. Cloretos

O termo “cloretos” é utilizado de forma genérica para referência ao ânion Cl^- , bem como à todos os sais formados a partir dele.

O íon cloreto, considerado o principal ânion extracelular existente no corpo humano, exerce papel importante na manutenção da pressão osmótica, devido, entre outros fatores, à sua alta mobilidade através de membranas orgânicas. Estudos sugerem um papel mais ativo deste elemento nas funções renal, nutritiva e neurológica do organismo (CANADA, 2011).

O aumento do consumo de sais de cloreto é compensado por uma elevação na quantidade de íons excretados, principalmente, pela urina, e, secundariamente, através da transpiração e defecação (CANADA, 2011). Esse mecanismo impede o acúmulo de cloretos no organismo, minimizando a incidência de seus efeitos tóxicos.

Embora a existência de cloretos na água não a torne tóxica para seres humanos, concentrações mais elevadas podem provocar oscilações na pressão osmótica em células de microrganismos, ocasionando alterações na biota de um determinado ecossistema aquático (PALMA-SILVA, 2006).

Em águas naturais, a concentração de cloretos pode variar, pois sua origem está relacionada à dissolução dos solos, rochas e minerais (PALMA-SILVA, 2006; VON SPERLING, 2005), e, conseqüentemente, à composição dos mesmos nos limites da bacia hidrográfica.

Os efluentes sanitários constituem a principal fonte de cloretos para os corpos-d'água superficiais. No entanto, alguns tipos de resíduos industriais possuem concentrações elevadas para esses compostos, tornando necessário um controle específico durante o tratamento aplicado.

Os cloretos constituem um parâmetro importante para caracterização de águas de abastecimento, manifestando-se por meio da aceitação do consumidor quanto à sua qualidade, uma vez que, em concentrações acima de 250 mg/L, é possível detectar o sabor “salgado” da água; e para caracterização de resíduos industriais, sobretudo aqueles que possuam algum potencial de reaproveitamento (VON SPERLING, 2005; PALMA-SILVA, 2006).

3.2.2.4. Série de Nitrogênio

O nitrogênio destaca-se por constituir um dos elementos integrantes das proteínas, enzimas, ácidos nucleicos, e outras moléculas biológicas importantes, como a clorofila (SANTOS, 2008). Portanto, é indiscutível sua essencialidade para o desenvolvimento de todas as formas de vida.

A atmosfera é considerada a principal supridora para o solo e para as águas, pois é constituída em 78,08% de gás nitrogênio (N_2). A fixação do nitrogênio atmosférico pode ocorrer quimicamente, mediante as reações de oxidação por descargas elétricas e posterior reação com águas pluviais condensadas; ou biologicamente, processo realizado sob condições aeróbias por bactérias do gênero

Rhizobium associadas a vegetais leguminosos, ou ainda por alguns tipos de algas. (SANTOS, 2008; NUVOLARI, 2003).

A fixação ocorre durante a conversão do gás nitrogênio em formas orgânicas, utilizadas posteriormente para a nutrição de microrganismos, plantas e animais. A decomposição da matéria orgânica resulta na produção de nitrogênio amoniacal, o qual, por sua vez, sofre oxidação até tornar-se nitrito. Esta forma nitrogenada é a mais instável, convertendo-se rapidamente a nitrato, e tornando-se novamente disponível para os organismos vivos (NUVOLARI, 2003).

O nitrato (NO_3^-) é a forma mineral predominante de nitrogênio. A prevalência de cargas negativas nas camadas mais superficiais do solo torna mínima a adsorção eletrostática de nitratos, os quais permanecem em solução, favorecendo sua lixiviação e transporte para águas naturais (SANTOS, 2008).

Os compostos nitrogenados tornam-se prejudiciais aos ecossistemas aquáticos quando lançados em grandes quantidades. A amônia livre, sob determinadas condições, é tóxica e pode ocasionar a morte de vertebrados; com consequente desequilíbrio da biota aquática (NUVOLARI, 2003). Nitratos ingeridos em quantidades excessivas também são prejudiciais para o referido grupo, pois convertem-se a nitritos na corrente sanguínea, ligando-se às moléculas de hemoglobina e, desse modo, competindo com o oxigênio. Para humanos, as características clínicas resultantes desse quadro incluem a coloração azulada do sangue, indicando uma enfermidade denominada Metahemoglobinemia (CETESB, 2011).

As fontes antrópicas de nitrogênio são bem diversificadas. Esgotos domésticos constituem a fonte de maior relevância, devido especialmente ao volume lançado e à alta concentração de matéria orgânica, própria desses resíduos. Efluentes de indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes, cuja concentração de elementos nitrogenados é elevada, também devem ser considerados. Outras fontes difusas incluem a aplicação de fertilizantes e a lixiviação do solo em locais onde há pecuária extensiva, contaminação por fossas sépticas e vazamentos no sistema de coleta de esgoto, entre outros (CETESB, 2011).

3.2.2.5. Fósforo

O fósforo é um importante constituinte dos sistemas biológicos, pois participa de processos fundamentais no metabolismo dos seres vivos, tais como a estruturação de membranas celulares e o armazenamento de energia, devido à sua presença na estrutura da molécula de Trifosfato de Adenosina (ATP) (CCOPA RIVERA, 2003).

Ao lado do carbono e do nitrogênio, o fósforo é incluído no grupo de macronutrientes, ou seja, além de sua essencialidade para a formação de moléculas de grande importância metabólica, constitui um nutriente exigido em grandes quantidades pelas células (CETESB, 2011).

Apesar da abundância, o fósforo não é encontrado em estado livre na natureza. Ocorre principalmente sob a forma de fosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), ligados a moléculas orgânicas, como as de detergentes, formando os *fosfatos orgânicos*; ou ligados a cátions de compostos inorgânicos insolúveis, formando sais, como o fosfato de cálcio - $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$; de alumínio - AlPO_4 ; o férrico - FePO_4 ; e o misto - $\text{CaF}_2 \cdot 3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, conhecido também como apatita. Os sais assim formados são denominados conjuntamente de *ortofosfatos*. Há ainda os *polifosfatos*, constituídos por polímeros de ortofosfatos. Em solução aquosa esta variação sofre hidrólise convertendo-se novamente a ortofosfatos, e, portanto, não tem grande relevância nos estudos para o controle da qualidade da água (CETESB, 2011; CCOPA RIVERA, 2003).

As rochas constituintes da bacia hidrográfica são as principais fontes naturais de elementos fosfatados. Por esse motivo, as águas subterrâneas geralmente apresentam teores mais elevados desse elemento, se comparadas às águas superficiais. Adicionalmente, o fósforo existente em mananciais é consumido pelos produtores da cadeia alimentar estabelecida, tornando ainda mais significativa esta diferença (CCOPA RIVERA, 2003).

Outras fontes naturais de fósforo podem ser citadas: material particulado presente na atmosfera e carregado pelas águas pluviais, e degradação de matéria orgânica de origem alóctone (CCOPA RIVERA, 2003). Em lagos impolutos a

concentração total de fósforo é de aproximadamente 0,01 mg/L (PALMA-SILVA, 2006).

Problemas ambientais são decorrentes do aporte excessivo de fósforo em águas superficiais. Fontes antrópicas incluem: lançamento de esgotos sanitários com altas cargas de matéria orgânica fecal e detergentes; além de efluentes de indústrias químicas em geral de: fertilizantes, pesticidas, laticínios, conservas alimentícias, abatedouros e frigoríficos. Escoamentos superficiais oriundos de áreas urbanizadas ou rurais também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais (CETESB, 2011).

A consequência deste aporte consiste no estabelecimento de um processo de denominado *eutrofização cultural*. Como já mencionado, o fósforo, somado ao nitrogênio, constitui um nutriente elementar na formação e no desenvolvimento de um ecossistema. O despejo em quantidades exacerbadas leva ao rápido enriquecimento nutricional do meio aquático, favorecendo uma ou poucas espécies da cadeia alimentar. Em geral, as algas planctônicas virtualmente presentes em todos os ambientes aquáticos, constituem o grupo de organismos mais beneficiado com a elevação na concentração de nutrientes. Para este grupo, ocorrem altas taxas de reprodução, levando ao desequilíbrio da cadeia alimentar, alto consumo de oxigênio, com consequente anóxia do meio e, dependendo da espécie, elevada produção de toxinas. A decomposição dos organismos mortos durante a eutrofização de um corpo-d'água acarreta em um consumo ainda maior de oxigênio, produção de gases tóxicos ou com odor desagradável, além da perda local da biodiversidade (VASCONCELOS, 2010).

Em decorrência das múltiplas fontes de nitrogênio, incluindo a própria atmosfera, o controle de processos eutróficos de mananciais é comumente realizado mediante a diminuição da emissão de elementos fosfatados, cujas fontes são mais acessíveis e mensuráveis.

3.2.2.6. Oxigênio Dissolvido (OD)

A presença de oxigênio dissolvido constitui um fator determinante para a manutenção de ecossistemas aquáticos, nos quais a maioria das espécies é aeróbia, ou seja, necessita de oxigênio durante a realização de processos metabólicos para obtenção de energia. Por esse motivo, é considerado um parâmetro de qualificação da capacidade de mananciais em manter a vida aquática (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006; VON SPERLING, 2005).

Em situações naturais a oxigenação da água ocorre por dois processos diferenciados, sendo um deles exógeno e o outro endógeno. A fonte exógena é decorrente da difusão do gás oxigênio (O_2) presente na atmosfera através da superfície dos corpos hídricos. A contribuição relativa do oxigênio atmosférico para a concentração de oxigênio dissolvido está relacionada à profundidade do corpo d'água, à temperatura ambiente, à pressão atmosférica, ao grau de saturação já existente, e ao grau de turbulência e velocidade das águas (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006; VON SPERLING, 2005).

O processo endógeno, por sua vez, ocorre através do fenômeno fotossíntese realizado por organismos clorofilados, como algas e macrófitas aquáticas. Sob condições apropriadas, a produção de energia e oxigênio durante as reações fotossintéticas superam o consumo deste gás por outros organismos constituintes da cadeia alimentar. No entanto, este processo está restrito a locais onde há incidência de luz e a carga orgânica existente é baixa (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006; VON SPERLING, 2005).

O despejo pontual de matéria orgânica em mananciais, seja decorrente de resíduos domésticos ou industriais, em curto espaço de tempo, tem como consequência a depleção do oxigênio dissolvido. Isto ocorre porque a grande disponibilidade de nutrientes induz aumento na densidade de microrganismos heterotróficos, que o utilizam para a oxidação de moléculas orgânicas complexas. Simultaneamente ao aumento populacional destes organismos, está o declínio da população de espécies fotossintetizantes em decorrência da elevação da turbidez da água (VON SPERLING, 2005).

Ambientes com pouco oxigênio dissolvido são caracterizados pela baixa diversidade faunística, considerando as poucas espécies tolerantes à referida condição; acentuada pela ausência de competidores, o que torna possível o aumento populacional das espécies estabelecidas. Ocorre evasão ou mortandade, primeiramente, de peixes sensíveis às alterações na concentração de oxigênio dissolvido, e posteriormente, de moluscos e crustáceos, entre outros invertebrados. Sob condições anóxicas, microrganismos anaeróbios prevalecem, produzindo, entre outras substâncias, metano e gás sulfídrico, tóxicos responsáveis pela geração de maus odores. Adicionalmente, a amônia existente no lodo do corpo hídrico, cuja degradação depende da presença de oxigênio, pode ser liberada para a massa de água (PALMA-SILVA, 2006; VON SPERLING, 2005; CCOPA RIVERA, 2003).

Em etapas posteriores do processo de depuração de um corpo hídrico, quando a turbidez é baixa e ainda há grande quantidade de nutrientes disponíveis, ocorre o estabelecimento e aumento populacional de algas, elevando a concentração de oxigênio dissolvido durante o dia e, em alguns casos, provocando a supersaturação do meio. Esta situação pode caracterizar um ambiente eutrofizado e, portanto, a análise em isolado deste parâmetro pode induzir a conclusões errôneas acerca do grau de poluição das águas naturais (CETESB, 2011).

Dessa forma, a concentração de OD é paralelamente analisada com a Demanda Química de Oxigênio (DQO), e a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), possibilitando uma interpretação mais precisa da qualidade das águas superficiais

3.2.2.7. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A determinação da Demanda Química de Oxigênio reflete a quantidade de oxigênio necessária para a completa oxidação da matéria orgânica em uma solução aquosa, a partir da ação de um agente químico, e sem a interferência de microrganismos. Por esse motivo, a DQO é frequentemente utilizada para deduzir a concentração de compostos orgânicos, dissolvidos ou em suspensão, existentes em determinada amostra (CETESB, 2011; GIORDANO, 2004; ANGELIS, 1998).

Altas concentrações de DQO indicam, de forma mais imediata, a diminuição do OD disponível para processos e reações biológicas necessários à manutenção de um ecossistema aquático.

Valores elevados de DQO em corpos-d'água naturais são decorrentes, principalmente, do despejo de efluentes industriais, e, secundariamente, de efluentes sanitários. O controle da carga orgânica constituinte de tais efluentes mediante a determinação da DQO possui como vantagem a agilidade do método de análise, o qual pode ser concluído em menos de quatro horas. Dessa forma, esta variável tornou-se uma importante ferramenta para a avaliação da eficiência de Estações de Tratamento de Efluentes Industriais (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006).

Entretanto, a DQO não é utilizada como parâmetro legal para a qualificação de águas residuárias no Estado de São Paulo, tornando-a útil apenas para o controle interno de geração e caracterização de efluentes (CETESB, 2011).

Uma limitação na determinação da DQO consiste na impossibilidade de quantificar a fração existente de compostos orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes. Para obter essa relação, é comum a associação dessa variável à DBO, para a qual a DQO constitui um valor orientador (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006).

Para indústrias cujos efluentes possuem baixa relação $DQO/DBO_{5,20}$, ou seja, valores menores do que 2,5, a fração biodegradável é elevada, e o tratamento biológico é indicado. No entanto, para efluentes que apresentam valores frequentemente maiores do que 3,5, a fração inerte é maior, e, portanto, é mais viável o emprego de tratamentos físico-químicos. Valores intermediários da relação DQO/DBO indicam a necessidade de estudos de viabilidade para a aplicação de tratamentos biológicos (VON SPERLING, 2005).

3.2.2.8. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A oxidação biológica da matéria orgânica, composta em sua maior parte por carbono, oxigênio, hidrogênio, nitrogênio e enxofre (COHNS), pode ser representada pela seguinte reação simplificada (VON SPERLING, 2005):



Em substratos simples, a quantificação do consumo de oxigênio necessário à degradação da matéria orgânica poderia ser obtida através de cálculos estequiométricos baseados nas reações químicas constituintes desse processo. No entanto, para substratos mais complexos e diversificados, como efluentes industriais, esse cálculo mostrou-se evidentemente inviável (VON SPERLING, 2005).

Para tornar possível essa mensuração, foi criado um teste-padrão, sob intervalo de tempo e temperatura preestabelecidos, criando o conceito de *Demanda Bioquímica de Oxigênio*. Este parâmetro é obtido a partir da comparação entre a concentração de OD em uma amostra antes da degradação da matéria orgânica nela existente por microrganismos heterotróficos, e após este processo. Além de determinar a quantidade de OD necessário para a completa degradação da matéria orgânica carbonácea, trata-se de uma medida indicativa da biodegradabilidade da amostra, bem como da taxa em que ocorre sua degradação (VON SPERLING, 2005).

Devido às características geofísicas existentes na Inglaterra, onde o referido teste foi idealizado, e às verificações acerca da taxa em que ocorre a degradação da maior parte da matéria orgânica carbonácea, ficou convencionado que as determinações de DBO seriam realizadas num intervalo de cinco dias, sob temperatura constante de 20°C. Por este motivo, é comum utilizar-se como referência à *DBO padrão*, o termo $DBO_{5,20}$ (VASCONCELOS, 2010; VON SPERLING, 2005).

O conceito da DBO não indica a presença de matéria recalcitrante, nem considera o efeito tóxico ou inibidor de materiais existentes na amostra sobre a atividade microbiana (CETESB, 2011). Portanto, este parâmetro deve estar

relacionado com outros indicadores de qualidade da água, a fim de tornar a interpretação das análises realizadas a mais completa e coerente quanto possível.

Frequentemente associa-se a DQO, a qual indica a quantidade de matéria orgânica total, à DBO, cuja concentração infere a quantidade de matéria orgânica biodegradável. Quanto mais próximo os valores de DBO e DQO, maior o potencial para biodegradação do material analisado.

Em mananciais, a obtenção de altos valores de $DBO_{5,20}$ evidencia o consumo de OD por organismos decompositores durante a utilização de elevadas concentrações de matéria orgânica como fonte de nutrientes e energia. Evidentemente, a origem do excesso de matéria orgânica em águas naturais é antrópica, com raras exceções. Dessa forma, considera-se que valores de $DBO_{5,20}$ inferiores a 4,0 mg/L indicam águas razoavelmente limpas, enquanto níveis superiores a 10 mg/L caracterizam águas poluídas (PALMA-SILVA, 2006; DOWBOR; TAGNM, 2005).

As principais fontes de carga orgânica para os corpos hídricos incluem os esgotos domésticos, alguns tipos de efluentes industriais e o lançamento difuso de insumos agrícolas.

3.2.3. Parâmetros Biológicos

As variáveis biológicas utilizadas para a qualificação de águas naturais são diversificadas e possuem aplicações variadas, de acordo com o objetivo de cada estudo. Um método comum de análise é a verificação da presença de espécies bioindicadoras, denominada biomonitoramento. Baseia-se nas respostas de determinados organismos, selecionados de acordo com a sua sensibilidade ou tolerância, às alterações do meio em que vivem (BUSS et al, 2003).

Outras técnicas abrangem a análise global do sistema, através do levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de

substâncias tóxicas, entre outros (PALMA-SILVA, 2006; GOULART; CALLISTO, 2003).

Um aspecto adicional e de grande relevância na análise da qualidade biológica das águas superficiais é a incidência de organismos patogênicos. A detecção de agentes como bactérias, protozoários e vírus, em uma amostra de água é dificultada em razão das baixas concentrações comumente encontradas. A determinação do potencial de um corpo de água em ser um veículo para difusão de doenças pode ser estabelecido de forma indireta, mediante a verificação da presença e quantificação de organismos indicadores de contaminação fecal (PALMA-SILVA, 2006).

3.2.3.1. Coliformes Totais

O termo “*Coliformes Totais*” é utilizado para designar todos os bacilos gram-negativos pertencentes ao Grupo Coliforme. São organismos aeróbios ou anaeróbios facultativos, oxidase-negativos, capazes de se desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos fermentadores de lactose, com consequente produção de ácidos, gases e aldeídos. A maioria das bactérias do referido grupo pertence aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (BRASIL, 2004).

Os organismos coliformes são abundantes nas fezes de animais endotérmicos, incluindo humanos, e sua presença por si só não representa perigo à saúde. Portanto, o despejo de esgotos domésticos e efluentes de abatedouros e indústrias frigoríficas, entre outras do mesmo gênero, contém grandes quantidades desses organismos, tornando sua detecção mais viável, se comparada, como anteriormente mencionado, à determinação de outros microrganismos (PALMA-SILVA, 2006).

Assim, considera-se a mensuração da concentração de coliformes como um parâmetro de grande importância na indicação da existência de organismos com real potencial patogênico. Mencionam-se algumas doenças de veiculação hídrica, que podem ser evitadas com um controle adequado dos microrganismos existentes nas águas utilizadas para consumo: febre tifoide, desenteria bacilar e cólera (PALMA-SILVA, 2006).

3.2.3.2. *Escherichia coli*

A espécie de coliforme termotolerante denominada *E. coli* é considerada a mais indicada para a determinação de contaminação fecal em águas naturais e consequente presença de organismos patogênicos, pois está restrita ao trato intestinal de animais endotérmicos, evitando interpretações errôneas acerca das fontes de poluição hídrica (PALMA-SILVA, 2006; BRASIL, 2004).

Trata-se de um organismo capaz de fermentar lactose e manitol, com consequente produção de ácidos e gases. Produz indol a partir do triptofano, e apresenta atividade das enzimas β -galactosidase e β -glucoronidase, mas não é capaz de hidrolisar a ureia (BRASIL, 2004).

A determinação da existência e da densidade de *E. coli* em laboratório pode ser realizada por meio de diversos procedimentos, incluindo métodos fluorogênicos (VON SPERLING, 2005).

3.2.3.3. Ensaio Toxicológico

A soma das diversas condições físicas e a infinidade de substâncias químicas, às quais os ambientes aquáticos são constantemente submetidos, torna impossível a análise físico-química completa dos recursos hídricos, não apenas em questões analíticas, mas também em questões econômicas. Os compostos químicos podem atuar de diferentes maneiras sobre a comunidade aquática, e suas combinações podem ocasionar tanto efeitos neutralizantes, quanto efeitos ainda mais deletérios do que os mesmos componentes em separado, devido aos fenômenos de antagonismo e sinergismo. Há ainda algumas substâncias que, mesmo em níveis não detectáveis, possam induzir a efeitos tóxicos. Diante deste quadro, foi determinado que a qualificação completa e eficaz de águas naturais ou residuárias deve considerar conjuntamente os parâmetros físicos, químicos e biológicos (RODRIGUES, 2009; CESAR, 1997).

Como já mencionado, um dos métodos mais difundidos para a verificação das consequências do despejo de efluentes sobre o ecossistema estabelecido em um corpo-d'água superficial consiste no biomonitoramento. À avaliação dos efeitos

tóxicos sobre a comunidade aquática dá-se o nome de Ensaio de Toxicidade, o qual pode ser realizado, entre muitas outras finalidades, para monitorar as alterações agudas de espécies pouco tolerantes, ou, ainda, os efeitos crônicos, resultantes da exposição em longo prazo das mesmas aos poluentes. O conjunto de variáveis toxicológicas possibilita a interpretação das alterações ecológicas sobre as populações de um ambiente, originando um estudo ecotoxicológico (RODRIGUES, 2009; CESAR, 1997).

Para a realização de ensaios de toxicidade crônica é necessário um intervalo de tempo maior, se comparado aos ensaios de toxicidade aguda, o qual pode variar entre 1/10 e todo o tempo de vida da espécie indicadora escolhida. Em geral, os efeitos crônicos são subletais, uma vez que são observados em situações nas quais as concentrações do agente tóxico permitem a sobrevivência dos indivíduos analisados, podendo afetar uma ou várias funções biológicas, tais como a reprodução, o desenvolvimento de ovos, o crescimento, a maturação e o comportamento, ao longo da sua vida (SILVA, 2005; CESAR, 1997).

Os ensaios de toxicidade aguda retratam efeitos mais pontuais decorrentes do despejo de efluentes com qualificações diversas, pois avaliam respostas rápidas e severas dos organismos aos mesmos. Em geral são observadas alterações em um intervalo de 0 a 96 horas, sendo a letalidade o principal efeito observado, ou outra manifestação a anteceder, como o estado de imobilidade em alguns microcrustáceos. (SILVA, 2005; CESAR, 1997).

O procedimento inclui um Teste Preliminar com a(s) espécie(s) escolhida(s), a fim de determinar a que concentração máxima de poluentes não é observado nenhum efeito, bem como a concentração mínima sob a qual ocorrem efeitos letais em 100% dos indivíduos. O intervalo de concentrações obtido no teste preliminar é utilizado como base para o Teste Definitivo (CESAR, 1997).

As espécies selecionadas como indicadoras em testes de toxicidade representam diversos ecossistemas e níveis tróficos. A determinação da espécie mais adequada é função de uma série de fatores, tais como sua representação ecológica no ecossistema testado, o conhecimento já consolidado acerca da sua biologia e ecologia, a estabilidade genética, a uniformidade populacional, a

sensibilidade às alterações ambientais, a sazonalidade, a distribuição geográfica, e o tipo de teste que se pretende aplicar. Destacam-se entre os grupos utilizados para biomonitoramento: bactérias, microalgas, microcrustáceos, equinoides, poliquetas, oligoquetas e peixes (CESAR, 1997).

3.2.3.3.1. Teste de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis*

Daphnia similis é um microcrustáceo da Classe Brachiopoda, Ordem Diplostraca, Subordem Cladocera (CESAR, 1997).

Os cladóceros são organismos importantes para a cadeia alimentar, pois constituem, juntamente com microrganismos aquáticos, a unidade básica de produção secundária dos ecossistemas. Por meio destes organismos, há a formação de um elo entre a produção primária obtida a partir das atividades do fitoplâncton, e a disponibilidade de nutrientes para os consumidores secundários e terciários da cadeia alimentar (SILVA, 2005).

A densidade populacional pode ser utilizada, portanto, para inferir a produção primária de um determinado ecossistema. A queda no número de indivíduos, por outro lado, pode induzir à diminuição da disponibilidade de alimentos para larvas e crustáceos bentônicos, e peixes planctófagos. O impacto sobre a produtividade aquática do ecossistema num todo confere aos cladóceros grande importância ambiental (SILVA, 2005).

Daphnia similis possui extensa distribuição geográfica, sendo comumente encontrada em águas continentais, e sua biologia e fisiologia são amplamente conhecidas. Esses fatores, somados à facilidade acerca dos procedimentos de coleta e manutenção da população, entre outros, tornaram essa espécie adequada para a utilização em muitos ensaios biológicos (CESAR, 1997).

A morfologia dessa espécie inclui um achatamento lateral do tronco, envolto por uma carapaça transparente bivalve e quitinosa, e seu comprimento varia de 0,1 a 5,0 mm. Os apêndices são utilizados para a locomoção, trocas gasosas (justificando sua classificação: Brachiopoda = “pés branquiais”) e para a alimentação (CESAR, 1997).

Sob condições naturais, esses organismos alimentam-se através da filtração de partículas suspensas, tais como microalgas, bactérias, protozoários e grande variedade de detritos orgânicos. A qualidade e a quantidade dos alimentos disponíveis interferem nos padrões de fertilidade dos indivíduos, e, por esse motivo, a população é diretamente afetada pela contaminação do meio aquático (BEATRICE, 2004; CESAR, 1997).

A reprodução ocorre por partenogênese, de modo que a população é inteiramente formada por fêmeas. No entanto, sob condições desfavoráveis alguns ovos são modificados, dando origem a machos. A reprodução sexuada origina ovos escuros, mais resistentes, denominados epírios, os quais flutuam, afundam, ou são aderidos a objetos. Resistem por longos períodos de tempo ao ressecamento, ao congelamento, ou, até mesmo, ao trato digestivo de predadores. Estabelecidas condições ideais, os epírios eclodem, originando machos que principiam uma nova população. O desenvolvimento é direto, sendo que os jovens, denominados neonatas, deixam a câmara incubadora e passam a viver de forma independente (CESAR, 1997).

Todos esses fatores biológicos auxiliam na determinação da toxicologia de águas naturais alvos de despejos antrópicos, ou, ainda, das águas residuárias brutas.

O Ensaio de Toxicidade Aguda consiste na exposição de indivíduos neonatas de *Daphnia similis* a várias concentrações do agente tóxico, por um período de 24 ou 48 horas, nas condições prescritas nas normas ABNT NBR 12 713 e CETESB L5.018. São utilizados jovens com 6 a 24 horas de idade, pois esta fase constitui a de maior sensibilidade ao longo da vida destes organismos (SILVA, 2005; CESAR, 1997).

Esse procedimento permite determinar, para a amostra, a Concentração Efetiva ou Letal a 50% dos organismos (CE(50) ou CL(50)), por um período de 24 ou 48 horas. O percentual foi estabelecido devido à menor variabilidade de respostas, característica para a população utilizada, diante da exposição aguda ao elemento tóxico. Portanto, espera-se que pelo menos a metade da população de indivíduos

expostos apresente respostas de maneira quantitativamente semelhante (CESAR, 1997).

Os valores numéricos de toxicidade aguda, expressos em CE(50), evidenciam uma relação inversa, ou seja, quanto menor este valor, maior é a toxicidade da amostra analisada. Por esta razão, é frequente a conversão de tais valores em unidades tóxicas (UT) (CESAR, 1997):

$$UT = 100 / CE(50)$$

Desta forma, quanto maior o valor numérico da Unidade Tóxica, maior a toxicidade, estabelecendo uma relação direta e crescente. A partir desta determinação, é possível estimar a Carga Tóxica das amostras, cujo cálculo é obtido pela multiplicação das unidades tóxicas pelo volume amostrado, de acordo com a seguinte fórmula (CESAR, 1997):

$$\text{Carga Tóxica} = UT \times \text{Volume da Amostra}$$

O cálculo da Carga Tóxica de um efluente industrial reflete sua contribuição estimada para o corpo-d'água receptor. A análise da toxicidade dos efluentes ao longo das diversas fases do tratamento ao qual é submetido permite estabelecer quais são os possíveis agentes tóxicos, e sua capacidade de atravessar o sistema de tratamento. O conjunto de dados obtidos nessa avaliação constitui um instrumento bastante útil no estabelecimento de ações prioritárias o controle e o tratamento das águas residuárias (CESAR, 1997; DAMATO, 1997).

A avaliação do Ensaio Toxicológico, por outro lado, não deve ser considerada de forma isolada, tendo em vista que os resultados obtidos podem variar amplamente, conforme a caracterização físico-química das amostras, bem como a origem da espécie indicadora, sua sensibilidade e técnicas de cultivo às quais são submetidas (BEATRICE, 2004). Novamente deve-se considerar todos os parâmetros físicos, químicos e biológicos cabíveis para cada tipo de águas residuárias, antes de implantar ou modificar um Sistema de Tratamento de Efluentes Industriais.

3.3. Índice de Qualidade da Água (IQA)

A diversidade de parâmetros que devem ser avaliados para a correta adequação de corpos hídricos em classes de qualidade, se por um lado permite que sejam definidos os inúmeros efeitos de agentes poluidores, por outro, dificultam a interpretação global da situação dos recursos hídricos.

A necessidade de um mecanismo de gerenciamento que considerasse informações brevemente analisadas, com alto grau de complexidade e máxima fidedignidade, induziu as autoridades sanitárias e ambientais à formulação de uma única variável, através da qual seria possível obter resultados uniformes e indicativos da qualidade dos principais corpos-d'água e definir as prioridades de gestão das bacias hidrográficas (CETESB, 2011).

Assim, a *National Sanitation Foundation* publicou em 1970, estudos relacionados aos diversos parâmetros de qualidade das águas disponíveis, a fim de determinar a relevância e o peso de cada um deles e agregá-los uma única unidade de medida, definida para a variável resultante, denominada *Water Quality Index – WQI*. Entre os 35 parâmetros sugeridos por especialistas, apenas nove foram considerados para o cálculo do *WQI* (CETESB, 2011; PIÃO et al, 2009).

Tomando-se por base a utilização das águas para abastecimento público, o índice original foi adaptado pela atual Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB, levando à criação do *Índice de Qualidade das Águas – IQA*, utilizado por este órgão ambiental desde 1975 para constituir um banco de informações básicas acerca da qualidade dos recursos hídricos e disponibilizá-lo, inclusive, para o público leigo (CETESB, 2011).

O IQA resulta do produto ponderado das qualidades das águas, pré-atribuídas aos parâmetros que o constituem, e é representado pela seguinte fórmula (CETESB, 2011):

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, ao qual é atribuído um valor entre 0 e 100.

q_i : Qualidade para o i -ésimo parâmetro, ou seja, um número variável de 0 a 100, obtido a partir de curvas predeterminadas de variação da qualidade das águas, em função da concentração do parâmetro considerado;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, estabelecido entre os valores de 0 a 1, em função da importância dessa variável para a determinação do índice. A soma do peso de todos os parâmetros considerados no cálculo é igual a 1.

A *Tabela 01* lista os parâmetros utilizados para a determinação do IQA de uma amostra de água, e seus respectivos pesos (w_i).

Tabela 01: Variáveis de Qualidades das Águas: Determinação do IQA.

Parâmetros Considerados (i)	Pesos Inferidos (w_i)
Oxigênio Dissolvido – OD	0,17
Coliformes Fecais	0,15
Potencial Hidrogeniônico – pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	0,10
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo Total	0,10
Variação Temperatura ¹	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo Total	0,08

¹ Diferença de temperatura obtida a partir de um equilíbrio

Fonte: Adaptado de CETESB (2011).

O valor obtido para o IQA permite o enquadramento do corpo hídrico analisado em uma entre as cinco classes de qualidade, especificadas na *Tabela 02*.

Tabela 02: Classificação dos Corpos Hídricos de Acordo com o IQA.

Categoria	Representação Visual	Valor do IQA
Ótima		$790 < \text{IQA} \leq 100$
Boa		$510 < \text{IQA} \leq 079$
Regular		$360 < \text{IQA} \leq 051$
Ruim		$190 < \text{IQA} \leq 036$
Péssima		$000 \leq \text{IQA} \leq 019$

Fonte: Adaptado de CETESB (2011).

O IQA reflete, sobretudo, o grau de contaminação dos corpos hídricos devido ao lançamento de esgotos domésticos, considerando o fim previsto de abastecimento público. Portanto, foi constituído por parâmetros que influenciam as propriedades organolépticas, o equilíbrio ecológico e os riscos sanitários decorrentes da utilização das águas naturais (CETESB, 2011; PIÃO et al, 2009).

Ainda que o IQA não seja capaz de fornecer uma avaliação detalhada da qualidade das bacias hidrográficas, devido à perda de informação em relação às variáveis individuais, seu cálculo permite traduzir as associações entre os parâmetros obtidos na amostragem, e confere interpretações ecológicas a respeito das características da bacia hidrográfica. (CETESB, 2011; PIÃO et al, 2009).

3.4. Caracterização e Tratamento de Efluentes Industriais

Desde a época colonial, na qual foi iniciada a prática de utilização de água como força motriz para o funcionamento de moendas de cana-de-açúcar, as indústrias brasileiras, seguindo tardiamente a tendência internacional, passaram por inúmeras transformações em toda a sua esfera, sendo as mais relevantes: valorização e especialização dos funcionários, elevação da eficiência dos sistemas produtivos, adequação da tecnologia utilizada às pesquisas científicas desenvolvidas e aprimoramento dos produtos. Apesar de todas as modificações, testemunhadas pelo setor principalmente a partir da década de 1930, uma característica que permanece inerente aos sistemas produtivos é a utilização da água como o mais importante recurso natural em todos os ramos industriais (CAVALCANTE, 2009; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

3.4.1. A Utilização da Água e a Geração de Efluentes Industriais

Ainda que não seja diretamente incorporada aos produtos finais, a água é utilizada nos mais diversos ramos industriais para transporte; produção de energia; sistemas de resfriamento; geração de vapores; agente de limpeza para equipamentos, tubulações e pisos; lavagem de veículos; aspersão sobre pilhas de minérios, e vias de acesso, evitando a formação de poeira; utilização direta em oficinas de manutenção, em sanitários e para o consumo, entre muitos outros usos (GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

À exceção do volume de água incorporado ao produto e da perda por evaporação, a elevada demanda hídrica possui, como consequência direta, a formação de grandes volumes de efluentes industriais, de natureza bastante diversificada. A preocupação crescente com a degradação ambiental, principalmente no que diz respeito aos recursos hídricos, tem conduzido a inúmeros estudos e ao desenvolvimento de tecnologias que possibilitam a otimização operacional e redução do potencial poluidor das atividades industriais sobre os ecossistemas naturais (GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

3.4.2. Delineamento da Estação de Tratamento de Efluentes Industriais

Uma das medidas prioritárias de controle da poluição hídrica ocasionada por uma indústria é a *redução do consumo*, evitando perdas ao longo do processo industrial através da sua manutenção preventiva e modernização; e buscando fontes de reaproveitamento de águas residuárias para fins não sanitários. Efetivada e mantida a otimização do processo produtivo, é necessária a implantação de um sistema de tratamento para os efluentes líquidos sobressalentes (GIORDANO, 2004).

A configuração e metodologia aplicadas a um sistema de tratamento de águas residuárias devem levar em consideração a caracterização do efluente; a vazão produzida; a qualidade desejável para o efluente e o lodo gerados, conforme a legislação ambiental vigente; os custos de investimento e operação; a segurança operacional, considerando riscos de vazamentos; as características socioambientais

no local da indústria; e em muitos casos a possibilidade de reaproveitamento do efluente tratado (GIORDANO, 2004).

O conjunto de instrumentos legislativos relacionados à poluição hídrica constitui um elemento primordial no estabelecimento de uma Estação de Tratamento de Efluentes Industriais – ETEI, pois determina os atributos desejáveis para o efluente antes de seu lançamento (GIORDANO, 2004).

Dessa forma, caracteriza-se o efluente industrial, cuja constituição está relacionada à composição das matérias-primas utilizadas e das operações envolvidas no seu processamento. Obtendo-se os parâmetros de qualidade físicos, químicos e biológicos referentes ao efluente bruto, são definidas as técnicas mais adequadas para a remoção dos agentes poluidores de maior relevância, no intuito de transformá-lo no efluente tratado desejável definido em legislação (GIORDANO, 2004).

Em seguida, é calculada a vazão de descarte, considerada neste caso como o volume de efluente que é emitido pela indústria em um período de tempo predeterminado. Esta variável é essencial na determinação da dimensão do sistema de tratamento a ser implantado, pois dimensões reduzidas implicam em um período de retenção insuficiente e alta velocidade de circulação, dificultando processos como a decantação de sólidos, por exemplo. O inverso também não é adequado: se em sistemas biológicos aeróbios a lagoa de estabilização for hiperdimensionada, a velocidade de circulação da água provavelmente será diminuída, ocasionando a formação de ambientes anaeróbios no lodo em formação (GIORDANO, 2004).

Definida a configuração básica necessária, deve-se analisar quais tecnologias são economicamente mais viáveis para a aplicação dos processos de tratamento definidos para cada ETEI, além do espaço disponível para sua implantação. Um estudo de impacto de vizinhança também pode ser necessário, tendo em vista que muitos sistemas de tratamento são agentes de poluição visual e olfativa (GIORDANO, 2004).

3.4.3. Processos de Tratamento de Efluentes Industriais

Usualmente, o tratamento de efluentes líquidos inclui diversas operações unitárias, constituídas por processos físicos, químicos e / ou biológicos. A determinação das técnicas mais eficazes está vinculada à qualificação das águas residuárias, conforme mencionado nos itens anteriores (GIORDANO, 2004).

3.4.3.1. Processos Físicos

Os processos físicos são utilizados para a remoção de sólidos em suspensão, geralmente com a implantação de barreiras. O tamanho e a natureza das partículas existentes determinam a tecnologia mais eficaz para o tratamento do efluente (GIORDANO, 2004).

Para a remoção de sólidos grosseiros é aplicado o *gradeamento*, técnica na qual são instaladas grades mecânicas, ou de limpeza manual, cujas barras possuem espaçamento variável entre 0,5 e 10 cm. Este procedimento evita a ocorrência de obstrução em equipamentos e sistemas de condução, e diminui o aspecto desagradável das águas residuárias na ETEI (GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

O *peneiramento* consiste em técnica semelhante ao gradeamento, embora com a utilização de malhas menores, variando entre 0,5 a 2 mm. A instalação de peneiras, sejam elas simples ou rotativas, minimiza ainda mais o risco de entupimentos no sistema de condução, e retém parcialmente os sólidos responsáveis pela alta carga orgânica de efluentes (GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Frequentemente é feita a instalação de *trituradores* para diminuir as dimensões dos sólidos mais grosseiros, e evitar grandes danos aos equipamentos utilizados durante o tratamento. Há, ainda, a utilização de *caixas de areia*, as quais retêm substâncias densas e inertes, e mantêm o material mais leve em suspensão, no intuito de reduzir as propriedades abrasivas do efluente. Suas dimensões são definidas pela relação entre a vazão de descarte e a velocidade linear das águas residuárias (VON SPERLING, 2005; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

A *filtração*, por sua vez, consiste na remoção física de partículas em suspensão ainda menores, dependendo da malha porosa utilizada. Os filtros podem ser constituídos por areia ou por membranas, sendo estas últimas consideradas mais dinâmicas para as aplicações industriais, e mais seletivas quanto ao material filtrado. Trata-se de uma técnica comum utilizada em diversos tipos de indústria para a remoção de microrganismos (ultrafiltração) e moléculas (nanofiltração) responsáveis pela coloração e toxicidade do efluente (GIORDANO, 2004).

A formação de fases é frequentemente significativa em muitos tipos de efluentes, devido à diferença de densidade das substâncias que os constituem. Dessa forma, foram desenvolvidas duas técnicas para o isolamento das referidas fases: *separação* e *sedimentação*.

A *separação* é aplicada às águas residuárias que apresentam uma fração oleosa ou gordurosa, menos densa e recolhida em superfície. A remoção da película superficial de óleo é importante, pois compromete seriamente o tratamento biológico, além de impedir a dissolução de oxigênio. O material recolhido, em muitos casos, apresenta aplicação econômica para outras indústrias. As dimensões dos tanques de separação são definidas pela relação entre a vazão de descarte e a velocidade mínima de ascensão das partículas oleosas. A desvantagem é que a aplicação desta técnica é ineficiente para a remoção de óleo emulsionado (GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Alguns óleos e borras oleosas são mais densos do que a água, assim como outros tipos de materiais encontrados em efluentes industriais, os quais decantam após determinado período de tempo em repouso. O processo de *sedimentação* consiste, portanto, na retenção do efluente em um tanque decantador, até que ocorra a clarificação da fase líquida. Então, o efluente clarificado é retirado e periodicamente executa-se a remoção do material sedimentado (GIORDANO, 2004).

A *flotação* é uma técnica físico-química auxiliar para a separação física das fases existentes nas águas residuárias. Consiste no emprego de produtos químicos que modificam a afinidade dos sólidos, tornando-os hidrofóbicos. Em seguida executa-se a aeração do efluente, com a formação de bolhas, que possibilitam o acúmulo da fase sólida em superfície, sendo removida por raspagem. Embora seja

uma técnica com um custo operacional elevado, pode ser aplicada em áreas menores, dispensando a instalação de grandes tanques de separação ou decantadores (HELLER; PÁDUA, 2006; GIORDANO, 2004).

Cabe citar a utilização de outros métodos físicos utilizados exclusivamente para a desinfecção do efluente, como a aplicação de radiação ultravioleta (GIORDANO, 2004).

3.4.3.2. Processos Químicos

Os processos químicos de tratamento de efluentes são definidos pela inserção de reagentes que modificam as propriedades dos poluentes, ocasionando sua coagulação, floculação, neutralização, oxidação, redução ou desinfecção. Frequentemente são interpretados como tratamentos prévios para a retirada eficiente das substâncias contidas nas águas residuárias industriais, a fim de remover material coloidal, coloração, turbidez, odores, ácidos, bases, metais pesados e óleos (GIORDANO, 2004, BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Para obter alto grau de eficiência em tratamentos químicos, é comum a manutenção do potencial hidrogeniônico do efluente, uma vez que muitos dos processos são altamente dependentes de condições ótimas de pH (CETESB, 2011; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

A *clarificação de águas residuárias* tem como princípio a desestabilização físico-química dos coloides, constituídos por microrganismos, gorduras, proteínas, argilas e outras partículas com diâmetro entre 0,001 e 1,2 μm , com posterior separação física das fases formadas. A aplicação de calor ou eletricidade são metodologias físicas eficientes para promover a coagulação dos coloides, os quais podem ser associados a processos químicos, como a adição de coagulantes. Em seguida, é efetuada a floculação dos sólidos, processo que possibilita sua separação física em grande escala. A coagulação química tem como vantagem a facilidade de aplicação e a eficiente remoção de poluentes, incluindo o fósforo. Entretanto, a aquisição de insumos químicos pode ser dispendiosa e o volume do lodo formado aumenta, levando à necessidade de limpezas mais frequentes (GIORDANO, 2004).

A *precipitação química* é uma ferramenta auxiliadora na remoção de fósforo em efluentes com alta carga de nutrientes, e para a remoção de metais. Dependentes do pH ótimo, as reações de precipitação tornam insolúveis alguns componentes existentes no efluente, formando sólidos precipitados que podem ser separados por filtração, sedimentação ou centrifugação (REBOUÇAS et al, 2008; GIORDANO, 2004).

Determinados tipos de efluentes exigem cuidados químicos específicos. Indústrias de galvanoplastias, curtumes, tinturarias (tintas anticorrosivas) e sistemas de resfriamento, constituem as principais fontes de cromo hexavalente em águas naturais. Embora não tenha sido comprovada a toxicidade deste elemento, sua remoção deve ser efetuada pela conversão à forma trivalente, essencial para o metabolismo dos animais, mediante a redução química por dióxido de enxofre ou compostos derivados. Nestas condições são formados hidróxidos com o cromo trivalente, precipitando-o em solução (GIORDANO, 2004; CANADA, 2011; BRAILE; CAVALCANTI, 1979). O íon cianeto é comprovadamente tóxico, e, por esse motivo é necessária a oxidação de compostos de cianeto e metais, para que haja a precipitação e posterior remoção destes poluentes (GIORDANO, 2004)

3.4.3.3. Processos Biológicos

Os tratamentos biológicos de efluentes industriais são aplicados com o intuito de converter a matéria orgânica presente em compostos sedimentáveis ou substâncias sólidas simples e gases. Os mecanismos de degradação incluem processos aeróbios, facultativos e anaeróbios, ou a associação entre eles em diferentes etapas de tratamento. Em todos estes processos é fundamental manter proporções adequadas de carbono, nitrogênio e fósforo, propiciando o crescimento dos organismos degradadores (CETESB, 2011; GIORDANO, 2004; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

Existe uma grande variedade de métodos para o tratamento biológico de efluentes industriais, dentre os quais podem ser citados os mais comuns: Reatores Biológicos; Lodos Ativados e Lagoas de Estabilização (VON SPERLING, 2005). A seleção do método mais adequado é definida por fatores como a caracterização do

efluente, as possibilidades de investimento, as operações de manutenção, e o espaço disponível para a sua implantação.

Reatores biológicos são unidades de tratamento nos quais são propiciados ambientes adequados para o desenvolvimento de microrganismos atuantes na redução da carga orgânica de águas residuárias. Podem constituir sistemas aeróbios, no qual há suprimento de oxigênio para a microbiota; ou anaeróbios, nos quais a degradação é realizada sob condições anóxicas (VON SPERLING, 2005).

3.4.3.3.1. Reatores Anaeróbios

Para o tratamento de efluentes em reatores anaeróbios, costuma-se exigir uma relação DQO:N:P de pelo menos 350:7:1. Esta proporção foi obtida com base na composição das células dos microrganismos constituintes da biomassa ativa. Como já mencionado, as operações de tratamento ocorrem na ausência de oxigênio, e como consequência, tem-se a produção de metano e compostos inorgânicos, como o dióxido de carbono e amônia. (CETESB, 2011; NASCIMENTO, 1996).

Os primeiros reatores anaeróbios eram conceituados como tanques de estabilização, nos quais o efluente era retido por um período de tempo considerável, de forma que fossem completamente efetivadas todas as etapas anaeróbias de degradação. Esse procedimento exigia, além do longo intervalo de tempo, grande disponibilidade de espaço para a instalação dos reatores. Buscou-se, por esse motivo, aperfeiçoar os mecanismos de tratamento, diminuindo o tempo de retenção do efluente no sistema, uma vez que a biomassa ativa desenvolvida permanece retida nos reatores e relativamente estável, acelerando as taxas de degradação (NASCIMENTO, 1996).

Atualmente, os reatores anaeróbios são projetados em áreas menores, com sistema de retenção da biomassa, captação dos gases produzidos e evasão das águas residuárias tratadas, com concentrações mínimas de microrganismos em suspensão. O sistema implantado define o procedimento de retenção dos organismos degradadores. Em reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), a parte superior consiste em um separador trifásico, o qual retira e acumula os gases a partir da fase líquida, e restitui os

pequenos grânulos formados pelo aglutinamento da microbiota (fase sólida), os quais permanecem em suspensão. Em outros sistemas, os organismos degradadores formam um biofilme sobre um substrato, diminuindo a possibilidade de extravasamento da biomassa ativa juntamente com o efluente tratado, e aumentando a área de contato entre os mesmos e a matéria orgânica, trata-se dos filtros biológicos anaeróbios (VON SPERLING, 2005; NASCIMENTO, 1996).

As modificações nos sistemas de biorreatores possibilitaram o tratamento de efluentes com elevadas cargas orgânicas, de forma mais ágil e eficiente. No entanto, estas unidades são frequentemente associadas a outros dispositivos de tratamento, sejam eles prévios ou posteriores, a fim de garantir a qualidade do efluente a ser lançado no ambiente. (VON SPERLING, 2005; NASCIMENTO, 1996).

As vantagens na utilização desses sistemas incluem a baixa produção de lodo biológico, o qual permanece ativo por vários meses sem necessidade de alimentação, lodo residual altamente estabilizado no próprio reator; ausência de gastos energéticos para aeração; produção de gás metano, que pode ser reaproveitado; e suporte para efluentes com altas cargas orgânicas (NASCIMENTO, 1996).

3.4.3.3.2. Reatores Aeróbios

As unidades constituintes de sistemas de tratamento aeróbio de efluentes são semelhantes às dos reatores anaeróbios. No entanto, algumas particularidades podem ser mencionadas: em processos aeróbios é exigida a manutenção da relação $DBO_{5,20}:N:P$ mínima de 100:5:1, em decorrência das diferenciações durante a degradação bioquímica da matéria orgânica, em relação ao processo anaeróbio. Reações biológicas ocorridas em ambientes aerados produzem maiores quantidades de energia, possibilitando a proliferação mais rápida da população microbiana. Os produtos finais incluem dióxido de carbono e água (CETESB, 2011; DEZOTTI, 2008)

Como nos sistemas anaeróbios, os reatores aeróbios podem ser selecionados de acordo com a aglomeração microbiana, caracterizando a biomassa em suspensão, como em *lodos ativados* e *lagoas de estabilização aeróbias*; ou, ainda, a

biomassa ativa fixa, como nos *biodiscos*, unidades circulares que giram entorno do seu eixo central, parcialmente submersas em águas residuárias. O mecanismo de funcionamento do biodisco consiste na aderência da microbiota ativa à sua superfície, formando um biofilme de espessura milimétrica. À medida que a estrutura gira, os organismos entram em contato com o efluente, adsorvendo moléculas orgânicas; e posteriormente, com o ar atmosférico, o qual provê o oxigênio necessário para a degradação biológica (DEZOTTI, 2008).

Algumas das vantagens na aplicação de processos aeróbios de tratamento de águas residuárias podem ser citadas: a biomassa ativa apresenta maior resistência a compostos específicos, como, por exemplo, o triclorometano, o clorofórmio e o cianeto; alta taxa de crescimento populacional, acelerando os processos de degradação do substrato orgânico; algumas tecnologias dispensam unidades posteriores de tratamento; e não há geração de gases fétidos (CETESB, 2011; NASCIMENTO, 1996).

3.4.3.3.3. Lodo Ativado

A implantação de sistemas com lodos ativados é frequentemente efetuada para a remoção de sólidos dissolvidos de origem orgânica. Fundamenta-se, como em outros processos de degradação biológica, na disponibilização de matéria orgânica como fonte de nutrientes, constituída pelo próprio efluente, e no fornecimento mecânico de oxigênio à microbiota degradadora, geralmente formada por bactérias (VON SPERLING, 2005; GIORDANO, 2004; NUVOLARI, 2003; BRAILE; CAVALCANTI, 1979)

A maior parte da fração orgânica existente nas águas residuárias é convertida à biomassa, mediante a formação de novos microrganismos; enquanto apenas uma pequena fração é oxidada à compostos de baixa energia, como nitratos, sulfatos e gás carbônico. A população microbiana tende a formar flocos de biomassa que decantam com facilidade, desenvolvendo os lodos biológicos dos reatores. Em seguida é efetuada a separação das fases líquida e sólida, sendo que parte da massa biológica é mantida nos reatores para a continuidade do tratamento dos efluentes industriais (VON SPERLING, 2005; GIORDANO, 2004; NUVOLARI, 2003; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

A formação do lodo biológico é condicionada à presença dos macronutrientes, carbono, nitrogênio e fósforo, e de micronutrientes, como cálcio, cobre, cromo, enxofre, ferro, magnésio, molibdênio e zinco (GIORDANO, 2004). Em algumas indústrias é necessária a reposição química de alguns nutrientes que não estão presentes nos despejos.

A eficiência dos lodos ativados é dependente da relação entre a carga orgânica despejada diariamente e a massa de microrganismos ativos existente no reator (GIORDANO, 2004; NUVOLARI, 2003).

A presença de óleos ou gorduras pode acarretar a intoxicação do lodo biológico, com consequente redução da sua atividade (GIORDANO, 2004).

Outro fator relevante para a efetividade do sistema de tratamento consiste na existência de outros microrganismos, como protozoários e rotíferos, responsáveis pelo refino da fase líquida. Estes organismos consomem bactérias não floculadas, ou flocos biológicos que não sedimentaram (VON SPERLING, 2005; BRAILE; CAVALCANTI, 1979).

A técnica de lodo ativado possui inúmeras variações, decorrentes das necessidades de adaptação ao tratamento de despejos líquidos dos diferentes ramos industriais (BRAILE; CAVALCANTI, 1979; NUVOLARI, 2003).

3.4.3.3.4. Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são frequentemente implantadas em sistemas de tratamento de efluentes industriais ou domésticos, devido, principalmente, à simplicidade de instalação, de operação e, em alguns casos, de manutenção. As principais variantes das lagoas de estabilização são: lagoas facultativas, lagoas aeradas, lagoas de alta taxa, lagoas de maturação e lagoas de polimento. É frequente, ainda, a associação de dois ou mais tipos de lagoas, a fim de elevar a eficiência global do processo de tratamento das águas residuárias. (VON SPERLING, 2005).

A instalação das lagoas de estabilização baseia-se no corte ou no aterro de solo, e preparação dos taludes de suas margens. O mecanismo de depuração do

efluente em *Lagoas Facultativas*, consideradas as mais simples, consiste na simbiose entre microalgas fotossintetizantes, provedoras do oxigênio necessário à aerobiose, e microrganismos degradadores, provedores de dióxido de carbono, nitratos e fosfatos necessários ao metabolismo das algas. A denominação facultativa é decorrente das limitações espaço-temporais dos processos fotossintéticos. Em maiores profundidades e durante a noite, o consumo de oxigênio ultrapassa a concentração disponibilizada pelas algas, produzindo condições de anaerobiose. Os organismos responsáveis pela depuração do efluente são, portanto, predominantemente facultativos. (DEZOTTI, 2008; VON SPERLING, 2005). Os sistemas constituídos por lagoas facultativas possuem expressiva tolerância às modificações de carga orgânica, o que torna sua aplicação indicada para indústrias cujo efluente varia físico-quimicamente com certa regularidade, ou para lançamentos intermitentes. Há alta eficiência na remoção de DBO, e significativa eficácia na remoção de microrganismos patogênicos (VON SPERLING, 2005).

As *Lagoas Aeradas* diferem das lagoas facultativas quanto à fonte de oxigênio: substitui-se a provisão natural advinda das algas pelo gás oxigênio, adicionando um mecanismo de aeração artificial. Os aeradores são, geralmente, instalados em superfície, e rotacionam sobre um eixo vertical, causando o turbilhonamento das águas residuárias e a consequente dissolução do oxigênio atmosférico. A aplicação de grandes quantidades de energia mantém os sólidos em suspensão, tornando a lagoa completamente aerada. A diminuição da energia aplicada induz à decantação dos flocos biológicos e à consequente formação de lodo no assoalho da lagoa. Nesta situação, têm-se dois ambientes degradadores: o aeróbio, em superfície, e o anaeróbio, em profundidade. Comumente são mencionadas lagoas com tal configuração como *Lagoas Aeradas Facultativas*. As principais vantagens compreendem a menor necessidade de área disponível para sua implantação, e maior independência das condições climáticas (DEZOTTI, 2008; VON SPERLING, 2005).

Lagoas de Alta Taxa são instaladas com o intuito de remover os nutrientes do efluente, elevando ao máximo a produção de oxigênio originado das atividades fotossintetizantes das algas. Este objetivo é alcançado com a implantação de lagoas com pequena profundidade, somada à presença de rotores com eixo horizontal,

responsáveis pela movimentação lenta e constante da massa líquida. Essa estrutura reduz a possibilidade de formação de lodos biológicos, e proporciona um ambiente totalmente aeróbio (VON SPERLING, 2005).

Para a remoção de organismos patogênicos, costuma-se implantar *Lagoas de Maturação* em sequência, uma alternativa bastante econômica se comparada aos mecanismos usuais de desinfecção. A profundidade dessas lagoas é também minimizada, intensificando a ação da radiação solar sobre o efluente em tratamento. Altas taxas fotossintéticas acarretam no aumento do pH do meio, simultaneamente ao aumento da concentração de OD, favorecendo a microbiota aeróbia, predadora de coliformes e grupos patogênicos. Se adequadamente planejado, a eficiência do sistema de lagoas de maturação na remoção dos mesmos não será menor que 99% (VON SPERLING, 2005).

As *Lagoas de Polimento* são implantadas com os mesmos objetivos das lagoas de maturação, adicionando-se a remoção de matéria orgânica. Frequentemente são inseridas como tratamento complementar quando a remoção da carga orgânica ainda não alcançou um limite desejável (VON SPERLING, 2005).

A associação entre as lagoas de estabilização citadas, e outras ainda, como as *Lagoas Anaeróbias* e *Lagoas de Decantação*, é utilizada para se alcançar uma eficiência total no sistema de tratamento.

Embora seja necessária a disponibilidade de grandes áreas para a implantação de Lagoas de Estabilização, a operação e manutenção dessas unidades são simples se comparadas a outras metodologias mais mecanizadas, e obtêm resultados satisfatórios na remoção de DBO (75 a 90%), DQO (65 a 83%) e nutrientes ($\leq 90\%$) (VON SPERLING, 2005).

A *Tabela 03* lista as principais variações das Lagoas de Estabilização, com as respectivas vantagens e desvantagens.

Tabela 03: Sistemas de Lagoas de Estabilização

Sistema	Vantagens	Desvantagens
Lagoa Facultativa	■ Simplicidade e baixos custos para implantação, operação e manutenção; ■ Inexistência de equipamentos mecanizados, e consequente ausência de consumo energético; ■ Satisfatória resistência às variações de carga poluidora; ■ Satisfatória eficiência na remoção de DBO; ■ Razoável eficiência na remoção de patógenos; ■ Baixa periodicidade de remoção do lodo residual.	■ Elevados requisitos de área; ■ Desempenho dependente das condições climáticas; ■ Dificuldade em satisfazer padrões mais rigorosos de lançamento; ■ Possibilidade da proliferação excessiva de algas e exemplares da fauna local.
Lagoa Aerada	■ Simplicidade para implantação, operação e manutenção; ■ Satisfatória resistência às variações de carga poluidora; ■ Boa eficiência na remoção de DBO; ■ Maior independência em relação às condições climáticas; ■ Redução da probabilidade da geração de maus odores.	■ Grandes requisitos de área; ■ Introdução da mecanização com consequentes gastos energéticos; ■ Baixa eficiência na remoção de patógenos; ■ Menor periodicidade na remoção de lodo residual.
Lagoa de Alta Taxa	■ Simplicidade para implantação, operação e manutenção; ■ Satisfatória resistência às variações de carga poluidora; ■ Satisfatória eficiência na remoção de DBO; ■ Elevada eficiência na remoção de nutrientes; ■ Boa eficiência na remoção de patógenos.	■ Elevados requisitos de área; ■ Desempenho dependente das condições climáticas; ■ Dificuldade em satisfazer padrões mais rigorosos de lançamento; ■ Possibilidade da proliferação excessiva de algas e exemplares da fauna local.
Lagoa de Maturação	■ Simplicidade e baixos custos para implantação, operação e manutenção; ■ Inexistência de equipamentos mecanizados, e consequente ausência de consumo energético; ■ Satisfatória resistência às variações de carga poluidora; ■ Satisfatória eficiência na remoção de DBO; ■ Razoável eficiência na remoção de nutrientes; ■ Elevada eficiência na remoção de patógenos.	■ Requisitos de área bastante elevados; ■ Desempenho dependente das condições climáticas; ■ Dificuldade em satisfazer padrões mais rigorosos de lançamento; ■ Possibilidade da proliferação excessiva de algas e exemplares da fauna local; ■ Menor periodicidade na remoção de lodo residual.
Lagoa de Polimento	■ Simplicidade e baixos custos para implantação, operação e manutenção; ■ Inexistência de equipamentos mecanizados, e consequente ausência de consumo energético; ■ Satisfatória resistência às variações de carga poluidora; ■ Elevada eficiência na remoção de DBO; ■ Elevada eficiência na remoção de patógenos.	■ Requisitos de área bastante elevados; ■ Desempenho dependente das condições climáticas; ■ Possibilidade da proliferação excessiva de algas e exemplares da fauna local; ■ Menor periodicidade na remoção de lodo residual.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

3.5. A Indústria Alimentícia e a Geração de Efluentes

A influência dos hábitos alimentares nas condições de saúde e bem estar dos indivíduos não constitui uma abordagem inédita. Muitos estudos nas áreas médica, antropológica e social indicam essa relação de forma satisfatória, dispensando o desenvolvimento do tema neste trabalho. Afirma-se apenas que a ingestão insuficiente ou pouco qualificada de alimentos não supre todas as necessidades nutricionais e energéticas, ocasionando variados problemas fisiológicos e psíquicos aos consumidores e levando-os, em situações mais graves, a óbito.

Após a adoção da Declaração Universal dos Direitos Humanos pela Organização das Nações Unidas em 1948, as diversas unidades governamentais foram gradativamente assumindo a responsabilidade acerca dos direitos básicos dos cidadãos. Mas foi somente há cerca de quatro décadas que o conceito de *segurança alimentar* passou a ser amplamente aplicado como requisito básico para o pleno desenvolvimento humano (OAS, 2011; BRASIL, 2003).

A Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA é o órgão atualmente responsável pela normatização e fiscalização de ações voltadas para a qualidade sanitária de diversos produtos brasileiros. Considerando a posição de destaque das indústrias alimentícias no desenvolvimento socioeconômico do país, as imposições acerca das condições sanitárias de armazenamento, processamento e transporte de matérias primas e produtos são bem rígidas, a fim de evitar a propagação de agentes patogênicos pela população por meio da distribuição de alimentos (PACHECO, 2006; CASTRO, 2003).

Por conseguinte, os principais impactos gerados por indústrias do setor alimentício estão diretamente relacionados ao *elevado consumo de água*, matéria-prima destinada não só à agregação aos produtos, mas sobretudo às operações de limpeza e desinfecção de edificações e equipamentos. Uma consequência intrínseca a este processo é a geração de grandes volumes de efluentes líquidos (PACHECO, 2006).

Em geral, efluentes resultantes de indústrias de processamento de alimentos apresentam diversos tipos de aromatizantes, conservantes e corantes; variadas

concentrações de alumínio, níquel, nutrientes e sólidos em suspensão, altas concentrações de matéria-orgânica e gorduras, e variações significativas de pH (CETESB, 2011; MARMITT, 2010; PACHECO, 2006; PARENTE, 2002).

A matéria-orgânica descartada é, em geral, altamente putrecível, e o processo de decomposição biológica tem como consequência direta a produção de gases fétidos e a depleção do oxigênio dissolvido nas águas residuárias. Essa última alteração é perceptível através da determinação dos valores da DQO e DBO (PALMA-SILVA, 2006). A *Tabela 04* evidencia a concentração de DBO por unidade de produção em diversos setores industriais do ramo alimentício (VON SPERLING, 2005).

Para o planejamento adequado de Estações de Tratamento de Efluentes Industriais devem ser consideradas outras fontes provedoras de águas residuárias, frequentemente associadas à produção: unidade administrativa, laboratórios de análises químicas, ambulatórios, restaurantes, sanitários, almoxarifados, oficinas de manutenção, galpões para armazenamento de insumos e produtos, entre outras. (MAGANHA, 2006).

Tabela 04: Características das Águas Residuárias de Diversos Setores da Indústria Alimentícia

Tipo de Atividade	Unidade de Produção	Concentração de DBO (mg/L)
Açúcar de Cana	1 t produzida	0.250 – 5.000
Doces	1 t produzida	0.200 – 1.000
Conservas de Frutas e Legumes	1 t processada	0.200 – 3.000
Processamento de Batata	1 t processada	1.300 – 3.300
Processamento de Cenoura	1 t processada	0.800 – 1.900
Processamento de <i>Citrus</i>	1 t processada	0.320
Processamento de Ervilha	1 t processada	0.300 – 1.350
Processamento de Tomate	1 t processada	0.450 – 1.600
Processamento de Carne de Frango	1 t produzida	0.100 – 2.400
Processamento de Carne de Boi	1 t processada	0.200 – 3.500
Processamento de Pescado	1 t processada	2.700 – 3.500
Matadouros	1 boi / 2,5 porcos	1.000 – 5.000
Laticínios Sem Queijaria	1.000 l de leite	0.300 – 5.000
Laticínios com Queijaria	1.000 l de leite	0.500 – 8.000
Margarina	1 t produzida	1.500
Produção de Levedura	1 t produzida	7.500

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005).

Diante de inúmeras particularidades são também diversas as dificuldades em aplicar padrões para o tratamento de efluentes. Apenas em situações muito específicas um projeto comprovadamente eficiente da estação de tratamento de uma unidade industrial poderia ser transferido à outra (PARENTE, 2002).

3.5.1. A Indústria Frigorífica e a Geração de Efluentes

A industrialização da carne consiste em um processo bastante diversificado, devido à variedade de produtos que se pode obter. A *Figura 01* representa um fluxograma resumido dos processos de aquisição de matéria prima, industrialização da carne e descartes.

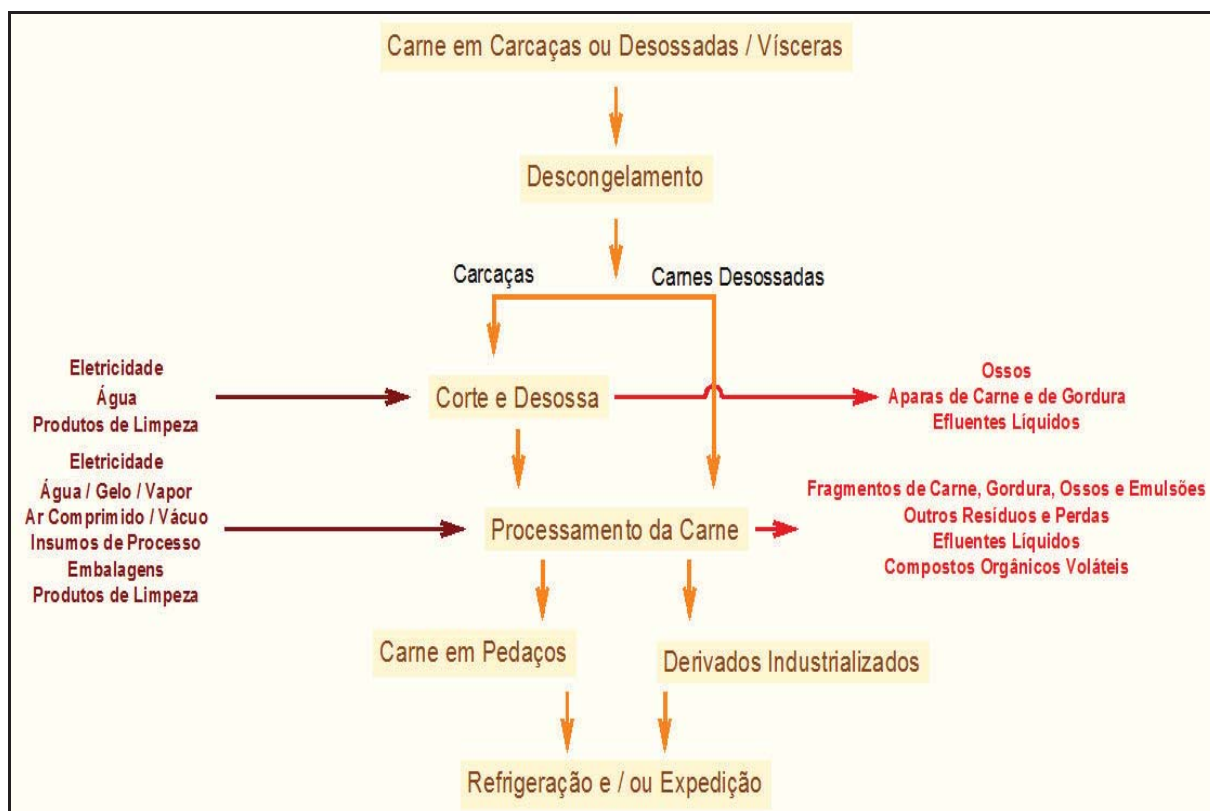


Figura 01: Fluxograma de produção simplificado de indústrias de processamento de carnes. Fonte: Adaptado de Pacheco (2006).

O consumo no estado abrange alguns produtos principais: carnes em peças, temperadas, charques, linguiças, mortadelas, presuntos, salsichas, entre outros (IBGE, 2010). Os processos industriais necessários à fabricação de tais produtos serão descritos neste item, a fim de esclarecer a dinâmica industrial e a origem dos efluentes usualmente observados em frigoríficos (PACHECO, 2006):

Recepção de Matéria Prima: As carnes bovinas e suínas chegam resfriadas ou congeladas aos frigoríficos e são armazenadas em câmaras frias, onde procede-se o descongelamento, se necessário.

O efluente principal é constituído pelas águas de lavagem da câmara, as quais podem conter sangue e matéria orgânica.

Desossa, Limpeza e Manutenção: Os ossos são retirados de forma manual, com o auxílio de facas. O excesso de gordura e tecidos conectivos é removido, caso não se tenha o intuito de utilizá-los nos produtos. Para a fabricação de charque, são realizados sulcos nas carnes destinadas a salga (manteação), com o intuito de aumentar a eficiência do processo.

Ossos, aparas de carne e gorduras sobressalentes constituem material residual sólido com grande potencial de aproveitamento em graxarias. Efluentes líquidos resultam das águas de lavagem, cujo teor de sangue e matéria orgânica é elevado, e há probabilidade de ocorrer descarte de agentes patogênicos.

Moagem: Para este procedimento, executado para a fabricação de linguiças, mortadelas e salsichas, são utilizados moedores, quebradores, floculadores ou desintegradores. Em seguida a carne é pesada e separada por lote.

Efluentes líquidos gerados são também resultantes das águas de lavagem dos equipamentos.

Formulação: Alguns derivados, como linguiças, mortadelas e salsichas, são submetidos à prévia formulação para a produção de um único lote, definido em concordância com o tipo e a qualidade da matéria-prima utilizada. Nestes casos, é medida a massa da carne fragmentada e de todos os aditivos necessários a este lote, incluídos ingredientes de cura, temperos, condimentos, toucinho, extensores e ligantes (fécula, proteína texturizada de soja, vísceras, entre outros).

Cominuição, Mistura e Emulsificação: Utilizando-se um equipamento chamado “cutter”, une-se a carne moída aos ingredientes definidos na formulação, misturando-os até a formação de uma massa uniforme, no caso das linguiças, ou emulsão homogênea, para mortadelas e salsichas. Opcionalmente pode ser

adicionado gelo à mistura, responsável pelo resfriamento da massa em atrito e pelo teor de água do produto. À emulsão é adicionado toucinho para a produção de mortadelas.

Cura e Tombamento: Linguiças frescas são encaminhadas para a câmara de cura, onde são mantidas em baixas temperaturas, até a obtenção das características desejáveis. Durante a produção de presuntos, é injetada manual ou mecanicamente uma solução contendo sal, açúcar, condimentos, sais de cura (nitratos e nitritos), antioxidantes, estabilizantes e umectantes, em pedaços limpos de pernil suíno. Em seguida, os mesmos são transferidos para “tumbles”, tanques rotativos submetido às baixas temperaturas, os quais auxiliam na distribuição da solução injetada (maturação), e na extração e solubilização de proteínas miofibrilares.

Para os processos de *Formulação, Cominuição, Mistura, Emulsificação, Cura e Tombamento*, as águas de lavagem podem conter grandes quantidades de partículas orgânicas e resíduos de substâncias químicas recalcitrantes.

Embutimento, Cozimento e Defumação: As misturas e emulsões de carne são embutidas em películas apropriadas para cada caso, e dividida ou não por gomos. As denominadas “tripas” podem ser naturais, colágenas, celulósicas ou plásticas, e são submetidas a uma preparação prévia de hidratação e corrugação. Os produtos preparados por cozimento são transferidos para estufas a vapor ou tanques com água, sendo a temperatura elevada gradualmente. O estágio de defumação é necessário para a fabricação de determinados produtos durante o cozimento, mediante a aplicação na estufa de fumaça resultante da queima de serragem de madeiras, ou submeter as peças à ação da “fumaça líquida”, tecnologia mais moderna para a fabricação de produtos defumados. Consiste na imersão das peças de carne em uma solução aquosa artificial, originada a partir da condensação e tratamento da mesma fumaça utilizada na defumação convencional.

Para os processos de *Cozimento e Defumação* é observada a formação de vapores residuais e Compostos Orgânicos Voláteis. Efluentes líquidos são decorrentes dos procedimentos supracitados e de águas de lavagem, apresentando características químicas semelhantes às outras águas de lavagem, adicionando-se altas temperaturas.

Salmouragem e Salga Seca: Esse procedimento pode ser realizado mediante a aplicação de *injeção* ou *imersão* das peças de carne desossadas em solução salina, denominada salmoura. Parte da solução retorna ao sistema produtivo após prévia recuperação. Após a salmouragem, as peças de carne são dispostas juntamente com sal grosso em pilhas, formando camadas intercaladas. As pilhas são frequentemente invertidas durante dias, para garantir a desidratação e salga uniforme da carne processada. A salmoura resultante da desidratação é, do mesmo modo, parcialmente reaproveitada.

Lavagem: Após a salga, a carne desidratada passa por um processo de lavagem contínua para a remoção do excesso de sal grosso. Neste procedimento, utiliza-se água corrente, drenada continuamente como efluente líquido.

Durante os processos de *Salmouragem e Salga Seca*, a parcela de salmoura sobressalente é descartada. Somado aos efluentes da *Lavagem*, estes três processos adicionam significativa carga de sais às águas residuárias.

Descanso e Secagem: Durante a produção de charque, a carne já lavada é disposta em pilhas para descanso por cerca de vinte e quatro horas, a fim de tornar mais homogêneos os teores de sal e água no produto final. A secagem ocorre ao ar livre, e a perda de água ocorre predominantemente por evaporação. A utilização de estufas constitui uma alternativa para dias chuvosos ou para a aceleração da secagem natural.

A desidratação da carne durante o descanso acarreta a formação de efluentes com alta concentração de sais e matéria orgânica. Por outro lado, a utilização de estufas para a secagem tem como conseqüências a geração de gases e Compostos Orgânicos Voláteis.

Depelagem e Tingimento: Específicos para as salsichas, estes procedimentos são iniciados com a retirada manual ou automática do envoltório dos embutidos. Estes são posteriormente imersos em soluções geladas contendo corantes, seguidos de soluções ácidas utilizadas para fixação da coloração.

Os envoltórios são descartados como resíduos sólidos. Efluentes líquidos resultantes dos procedimentos de limpeza podem conter compostos químicos não biodegradáveis.

Pasteurização: As salsichas são submetidas a um processo de pasteurização, ou seja, aquecimento intenso seguido de um rápido resfriamento, com o intuito de eliminar qualquer organismo patogênico incidente.

Resfriamento: Os produtos cozidos são resfriados com a aplicação de jatos de água fria ou à temperatura ambiente, ou ainda por imersão em tanques alimentados por sistemas hídricos fechados.

A temperatura dos efluentes líquidos resultantes da *Pasteurização* e do *Resfriamento* constitui um parâmetro altamente variável ao longo do dia, fator que pode comprometer a qualidade do tratamento instalado à jusante.

Embalagem e Armazenamento: Após todos os procedimentos, é medida a massa das peças de carne, seguida pela prensagem nos casos pertinentes e posterior embalagem plástica, realizada a vácuo para alguns derivados. Há ainda, a aplicação de embalagens secundárias de plástico ou papelão para produtos específicos. Os derivados estão prontos para estoque ou expedição, sendo que para algumas linhas de produtos é necessária a refrigeração nestas etapas.

Para os dois últimos procedimentos (*Embalagem e Armazenamento*), assim como em todas as etapas mecânicas, ocorre a produção de efluentes resultante das águas de lavagem das edificações e equipamentos.

Operações de Limpeza: Todos os equipamentos e estabelecimentos envolvidos de forma direta no processamento da carne devem ser continuamente limpos e higienizados, visando à segurança dos produtos obtidos. Procedimentos típicos para a limpeza de indústrias frigoríficas são realizados ao término de cada turno de produção e envolvem: remoção primária de sólidos, como aparas de carne e gordura, por varrição ou lavagem; enxágüe dos equipamentos com mangueiras de baixa pressão, seguida da aplicação de detergentes apropriados, de caráter ácido ou básico; e lavagem final com mangueiras de água quente à alta pressão. Em

algumas indústrias é comum a aplicação de sanitizantes ou desinfetantes sobre as superfícies enxaguadas, os quais secam naturalmente.

O maior volume de efluentes é decorrente, portanto, das operações de limpeza dos frigoríficos. Nestes casos, ocorre a adição de grande quantidade de sanitizantes e detergentes em águas residuárias, alterando o pH e elevando significativamente o aporte de fósforo.

Operações Auxiliares: Para o funcionamento adequado de uma indústria tem-se a necessidade de realizar diversos procedimentos não-relacionados diretamente às linhas de produção. O tratamento da água para consumo, manutenção das caldeiras, sistemas de refrigeração e torres de resfriamento são exemplos adequados. Há ainda toda a infraestrutura de suporte, cujos impactos também devem ser considerados: oficinas de manutenção, almoxarifados, sanitários, escritórios, restaurantes e ambulatórios, entre outros.

O uso de substâncias químicas durante os procedimentos pode alterar a qualificação dos efluentes. Para o tratamento das águas de consumo podem ser utilizados ácidos ou álcalis, visando à manutenção do pH, agentes complexantes, coagulantes e floculantes, cloro, agentes tamponantes e anti-incrustantes, biocidas, entre outros compostos; enquanto em sistemas de lavagem de gases (caldeiras, por exemplo) frequentemente aplicam-se álcalis, como soda cáustica. Há ainda a aplicação de solventes orgânicos, óleos lubrificantes, graxas e tintas em processos de manutenção (PACHECO, 2006).

Diante do exposto, percebe-se facilmente o grau de complexidade e o volume de efluentes produzidos em indústrias frigoríficas. Estima-se que de todo o volume de água consumida, 80 a 95% é descartada como residuária. A caracterização geral dos efluentes para este setor industrial inclui altas cargas orgânicas, elevadas concentrações de gordura, nutrientes, sais de cura, presença de materiais flotáveis e compostos aromáticos diversos, e flutuações de pH e temperatura (PACHECO, 2006).

A *Tabela 05* apresenta alguns valores de referência para a determinação do potencial poluidor dos efluentes gerados em indústrias de processamento de carnes.

Tabela 05: Cargas Poluentes Geradas em Processos de Industrialização de Carnes.

Vazão dos Efluentes	4,8 – 6,7	m³/t peso vivo
pH	6,0 – 8,0	-
DBO_{5,20}	5,2 – 6,7	kg/t peso vivo
Nitrogênio Total	0,3	kg/t peso vivo
Fósforo Total	0,07	kg/t peso vivo
Sólidos Suspensos	2,1 – 6,3	kg/t peso vivo
Óleos e Graxas	1,6 – 6,1	kg/t peso vivo

Fonte: Adaptado de Pacheco (2006).

O tratamento de efluentes de frigoríficos inclui, em geral, uma etapa primária na qual ocorre a separação de sólidos grosseiros por gradeamento ou peneiramento; seguida pelas caixas de gordura, que retêm o material orgânico e óleos de menor densidade. Para etapas posteriores, é comum a instalação de lagoas de estabilização anaeróbias e aeróbias, para a remoção de sólidos sedimentáveis, dissolvidos e emulsionados. Uma variedade de técnicas pode ser eventualmente aplicada como tratamento terciário, no qual há o polimento do efluente final, objetivando o atendimento aos padrões ambientais de lançamento exigidos em legislação (PACHECO, 2006).

3.6. Legislação: Qualidade dos Recursos Hídricos

Serão especificadas neste item as ferramentas legislativas nacionais e estaduais utilizadas como orientação para a qualidade das águas e para o lançamento de efluentes em cursos d'água naturais.

3.6.1. Legislação Federal

A Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, oficializando o enquadramento dos corpos-d'água em classes para tornar mais efetiva sua gestão. Entre as 27 unidades da federação, 17 tratam do enquadramento como um instrumento da Política Estadual de Recursos Hídricos, sendo que em 14 delas é estabelecido que o enquadramento deva constituir parte do Plano de Recursos Hídricos (ANA, 2011)

A Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000, estabelece a classificação das águas continentais e litorâneas de acordo com a salinidade, entre outras definições importantes, fornecendo suporte para a definição de classes para cada tipo de corpo hídrico. A Resolução CNRH nº 12, de 19 de julho de 2000, define os procedimentos necessários para o enquadramento dos recursos hídricos em tais classes, diferenciadas de acordo com o uso preponderante (CETESB, 2011).

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, reafirma as definições já declaradas na CONAMA nº 274, e acrescenta os padrões de lançamento de efluentes antrópicos nas águas naturais, de acordo com a classe na qual o corpo receptor é enquadrado. Tal Resolução é considerada como referência para todos os órgãos gestores e reguladores do uso da água, bem como para aqueles fiscalizadores de atividades industriais. Modificações nos padrões de lançamentos foram inseridas pela Resolução CONAMA nº 397, de 03 de abril de 2008, e mais recentemente, pela Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011 (CETESB, 2011, CONAMA, 2011).

Segundo a CONAMA 357/2005, as águas doces são enquadradas entre as seguintes classes possíveis (CETESB, 2011):

- ✦ Classe Especial: constituída por águas destinadas ao consumo humano, após a desinfecção, à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, incluindo àquelas inseridas em Unidades de Conservação de Proteção Integral;
- ✦ Classe 01: enquadram-se as águas que podem ser destinadas ao abastecimento público, após sua submissão a um tratamento simplificado, à proteção das comunidades aquáticas, incluindo àquelas presentes em Terras Indígenas, à recreação de contato primário, definido na Resolução CONAMA 274/2000, e à irrigação de hortaliças e frutas consumidas diretamente, sem prévia retirada de cascas ou cozimento;
- ✦ Classe 02: estão incluídas nesta classe águas que podem ser utilizadas para o abastecimento público, após sua submissão a um tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas de porte arbustivo-arbóreo e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, sujeitas ao contato direto, e à aquicultura e a atividade de pesca.
- ✦ Classe 03: são definidas como de Classe 3 as águas destinadas ao consumo humano, condicionado ao prévio tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário; e a dessedentação de animais; e
- ✦ Classe 04: Constituída pelas águas cuja destinação pode incluir a navegação e a harmonia paisagística.

A mesma resolução veda qualquer tipo de lançamento de efluentes em águas de Classe Especial.

Para os corpos-d'água destinados ao abastecimento público, o instrumento legislativo de maior importância é a Portaria nº 518, de 25 de março de 2004, a qual estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, entre outras providências.

3.6.2. Legislação do Estado de São Paulo

A política de prevenção e controle de poluição do meio ambiente é regida pela Lei Estadual nº 997, de 31 de maio de 1976, cuja regulamentação foi aprovada pelo Decreto Estadual nº 8.468, de 08 de setembro de 1976, atualizado pelo Decreto Estadual nº 54.487, de 26 de junho de 2009. Estes constituem, ainda hoje, os principais documentos referenciais para o lançamento de águas residuárias em corpos hídricos naturais em São Paulo.

Os critérios de classificação das águas interiores situadas nos limites do Estado de São Paulo são mencionados no Decreto Estadual 8.468/1976:

- ✦ Classe 01: águas destinadas ao abastecimento doméstico, sem tratamento prévio ou com simples desinfecção;
- ✦ Classe 02: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, esqui-aquático e mergulho);
- ✦ Classe 03: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à preservação de peixes em geral e de outros elementos da fauna e da flora e à dessedentação de animais,
- ✦ Classe 04: águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento avançado, ou à navegação, à harmonia paisagística, ao abastecimento industrial, à irrigação e a usos menos exigentes.

Em águas de Classe 01 é proibido o lançamento de efluentes, ainda que tratados. Para os lançamentos estabelecidos anteriormente à publicação do decreto, o tratamento deve ser adequado segundo os padrões de qualidade para as águas de Classe 02, especificados no mesmo.

Os cursos-d'água existentes no Estado de São Paulo foram devidamente enquadrados nas classes de uso através do Decreto Estadual 10.755, de 22 de novembro de 1977 (SÃO PAULO, 1977).

Muitas outras ferramentas legislativas foram publicadas posteriormente aos referidos decretos, embora com ênfase nas limitações para usos dos recursos hídricos, e para o controle de qualidade de águas de consumo e balneáveis.

A implantação da Política Estadual dos Recursos Hídricos foi efetivada após a publicação da Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, e parcialmente regulamentada pelo Decreto Estadual nº 41.258, de 31 de outubro de 1996. A preocupação com o lançamento de efluentes foi novamente mencionada na Lei Estadual nº 9.509, de 20 de março de 1997, a qual dispõe sobre a Política Estadual do Meio Ambiente, mas não há estabelecimento de novos parâmetros (CETESB, 2011).

A *Tabela 06* evidencia alguns dos parâmetros mínimos exigidos para a manutenção da qualidade dos corpos-d'água, de acordo com a classe nos quais estes se enquadram:

Tabela 06. Parâmetros Utilizados para Avaliação da Qualidade das Águas, de acordo com a Legislação Vigente.

Parâmetro Considerado	Legislação	Classe 01	Classe 02	Classe 03	Classe 04	Efluentes Tratados
pH	Federal	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	5,0 a 9,0
	Estadual	-	-	-	-	5,0 a 9,0
Sólidos Sedimentáveis	Federal	-	-	-	-	1 mL/L ¹
	Estadual	-	-	-	-	1 mL/L ¹
Sólidos Dissolvidos	Federal	500 mg/L	500 mg/L	500 mg/L	-	
	Estadual	-	-	-	-	
Turbidez	Federal	40 UNT	100 UNT	100 UNT	-	
	Estadual	-	-	-	-	
Amônia	Federal	3,7 mg/L ²	3,7 mg/L ²	13,3 mg/L ²	-	20 mg/L N
	Estadual	-	0,5 mg/L N	0,5 mg/L N	0,5 mg/L N	
Nitrato	Federal	10 mg/L N	10 mg/L N	10 mg/L N	-	
	Estadual	-	10 mg/L N	10 mg/L N	10 mg/L N	
Nitrito	Federal	1 mg/L N	1 mg/L N	1 mg/L N	-	
	Estadual	-	1 mg/L N	1 mg/L N	1 mg/L N	
Cloreto	Federal	250 mg/L Cl	250 mg/L Cl	250 mg/L Cl	-	
	Estadual	-	-	-	-	
Fósforo	Federal	0,1 mg/L P	0,1 mg/L P	0,15 mg/L P	-	
	Estadual	-	-	-	-	
Oxigênio Dissolvido	Federal	> 6 mg/L O ₂	> 5 mg/L O ₂	> 4 mg/L O ₂	> 2 mg/L O ₂	
	Estadual	-	> 5 mg/L O ₂	> 4 mg/L O ₂	> 0,5 mg/L O ₂	
DBO	Federal	3 mg/L O ₂	5 mg/L O ₂	10 mg/L O ₂	-	- 60 %
	Estadual	-	5 mg/L O ₂	10 mg/L O ₂	-	60 mg/L O ₂ ou - 80%
Coliformes Totais	Federal	2.000 NMP/L	10.000 NMP/L	40.000 NMP/L	-	
	Estadual	-	5.000 NMP/L	20.000 NMP/L	-	
Toxicidade	Federal	Nula	Nula	Nula	-	Nula
	Estadual	-	-	-	-	

¹ 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.

² 3,7mg/L N, para pH < 7,5; 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH < 8,0; 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH < 8,5; 0,5 mg/L N, para pH > 8,5

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005; Decreto 8.468/1976 (CETESB, 2011).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Material

4.1.1. Caracterização do Local de Estudo

A empresa objeto deste estudo localiza-se no Município de Rio Claro, a aproximadamente 4,5 Km de sua sede. Trata-se de uma indústria de processamento de carnes bovinas e suínas, advindas de abatedouros externos.

O processo industrial inclui a desossa de carcaças bovinas e suínas, cortes, moagens, adições de temperos, emulsões, curas salmouragens / salgas, cozimentos, defumagens, esterilizações e inserção em embalagens (PACHECO, 2006).

Alguns equipamentos e processos industriais específicos exigem grandes quantidades de água para sua operação. No entanto, a maior parte dos efluentes líquidos gerados resulta, como já mencionado, dos processos de lavagem de equipamentos e ambientes produtivos, os quais são frequentes em indústrias alimentícias, devido aos altos padrões de higiene exigidos pela ANVISA. (PACHECO, 2006).

Consideradas todas as características típicas de águas residuárias originadas em frigoríficos, como altas cargas de nitrogênio, fósforo e graxas de origem orgânica, entre outros (CETESB, 2011), foi implantado um sistema de tratamento consistido essencialmente em uma caixa de separação de gorduras e cinco lagoas de estabilização.

A remoção de sólidos grosseiros ocorre durante os procedimentos de limpeza, e através do gradeamento em alguns pontos de condução do efluente. A caixa de separação permite a remoção física dos materiais gordurosos, de baixa densidade, efetuando-se a separação da camada superficial. Tais resíduos são encaminhados para outras indústrias, para reaproveitamento.

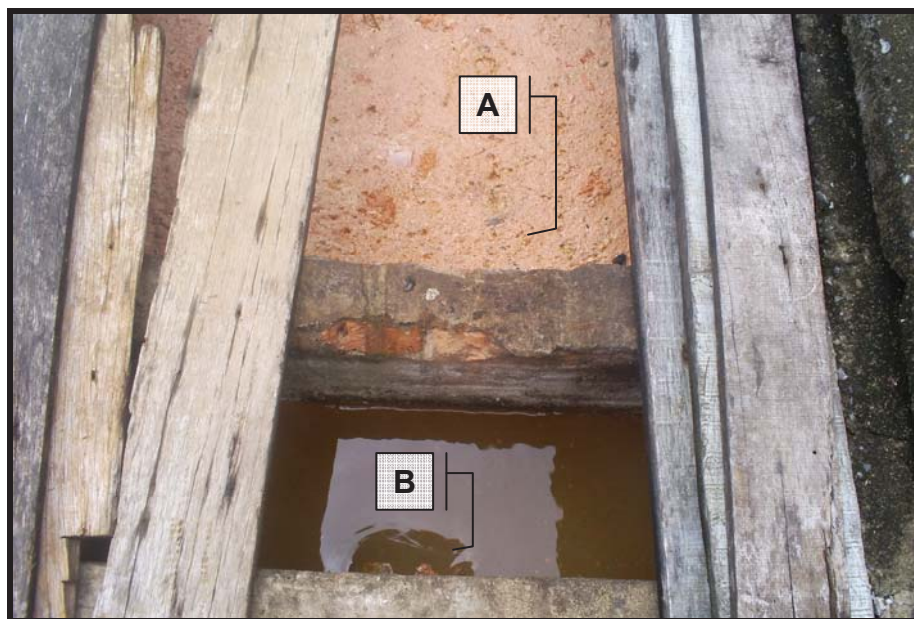


Figura 02: Caixa de separação de gorduras instalada no frigorífico registrando o material retido (Seta A), enquanto a Seta B indica o extravasamento do efluente a ser tratado. Foto: Fevereiro /2010.

A primeira lagoa exerce a função de equalização. Devido ao acúmulo de materiais pouco densos, a dissolução de oxigênio é pequena, proporcionando a atividade predominantemente anaeróbia de microrganismos mais adaptados ao ambiente proporcionado pelo despejo direto. A entrada para a segunda lagoa ocorre empregando-se o bombeamento do efluente a partir da primeira, lançando-o verticalmente e proporcionando a elevação no grau de oxigenação em superfície, possibilitando a degradação aeróbia da matéria orgânica despejada. A terceira lagoa de estabilização exerce função semelhante a um decantador, sem estruturas adicionais.

Nas quarta e quinta lagoas de estabilização visualiza-se uma coloração esverdeada das águas residuárias, devido ao desenvolvimento de microalgas clorofiladas. Suas áreas superficiais são maiores se comparadas às lagoas anteriores, possibilitando o acesso de grande parte da biomassa à luz solar. Dessa forma, os processos fotossintéticos decorrentes realizam a provisão do oxigênio dissolvido necessário para a completa oxidação da matéria orgânica existente pelos microrganismos heterotróficos aeróbios presentes.

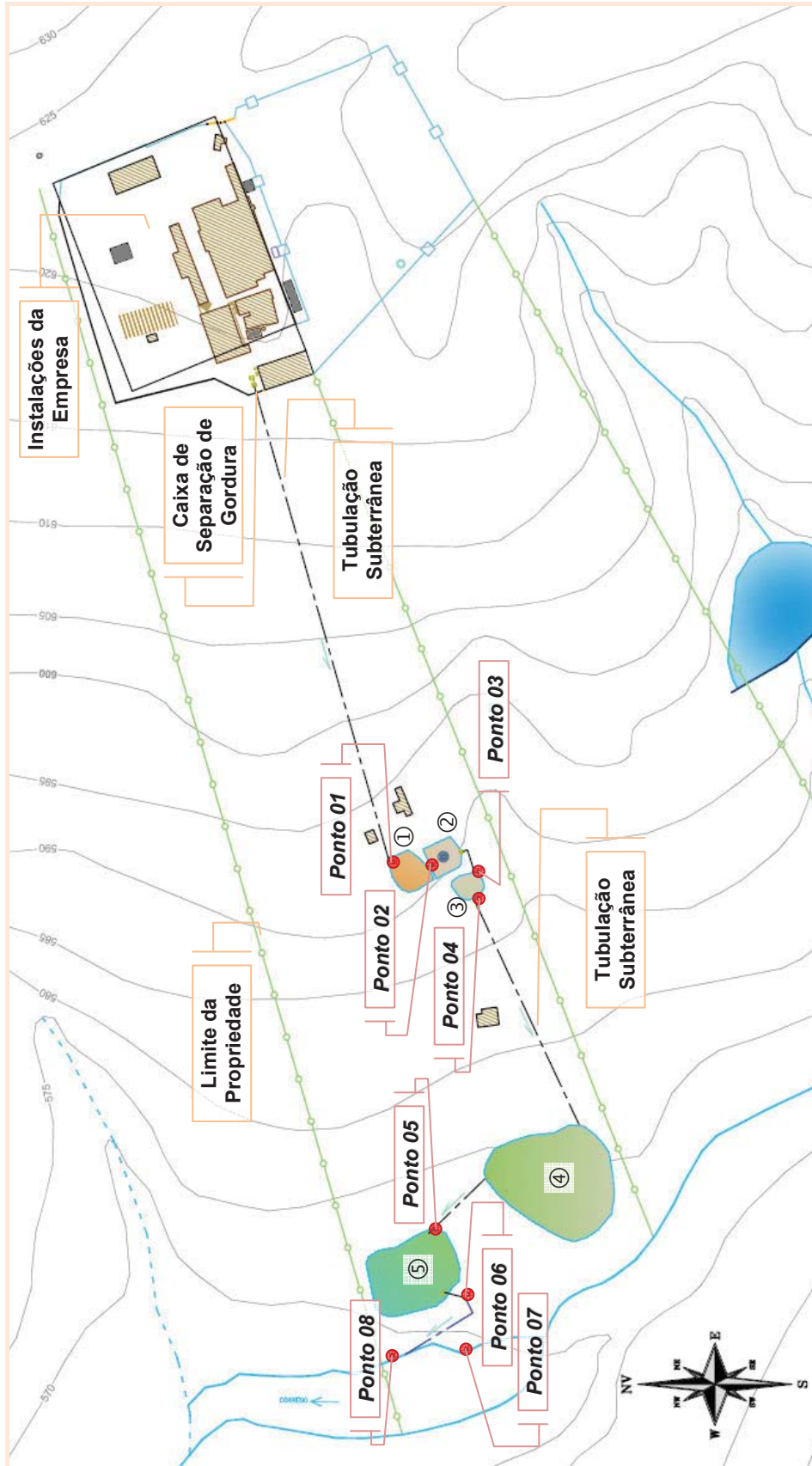


Figura 03: Esquema do Sistema de Tratamento implantado no Frigorífico. Os números de 01 a 05 indicam as Lagoas de Estabilização. Os pontos vermelhos indicam o local das coletas realizadas.

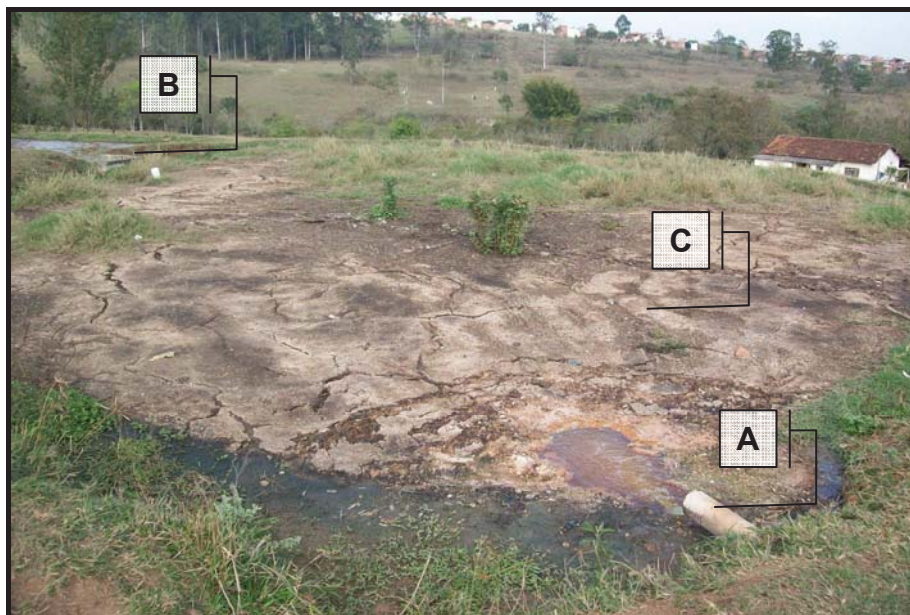


Figura 04: Vista da Primeira Lagoa de Estabilização. A indicação 'A' aponta a entrada do efluente para a segunda lagoa, enquanto a indicação 'B' aponta a saída. Nesta lagoa ocorre o acúmulo de material flotado (C). Foto: Julho /2010.



Figura 05: Saída da primeira Lagoa de Estabilização, com a estrutura do vertedouro, evidenciando a coloração das águas residuárias. Foto: Junho /2011.



Figura 06: Vista parcial da segunda Lagoa de Estabilização, evidenciando a entrada do efluente, com movimentação superficial, facilitando a dissolução de oxigênio atmosférico. Foto: Junho /2011.



Figura 07: Saída da segunda Lagoa de Estabilização. Foto: Junho /2011.

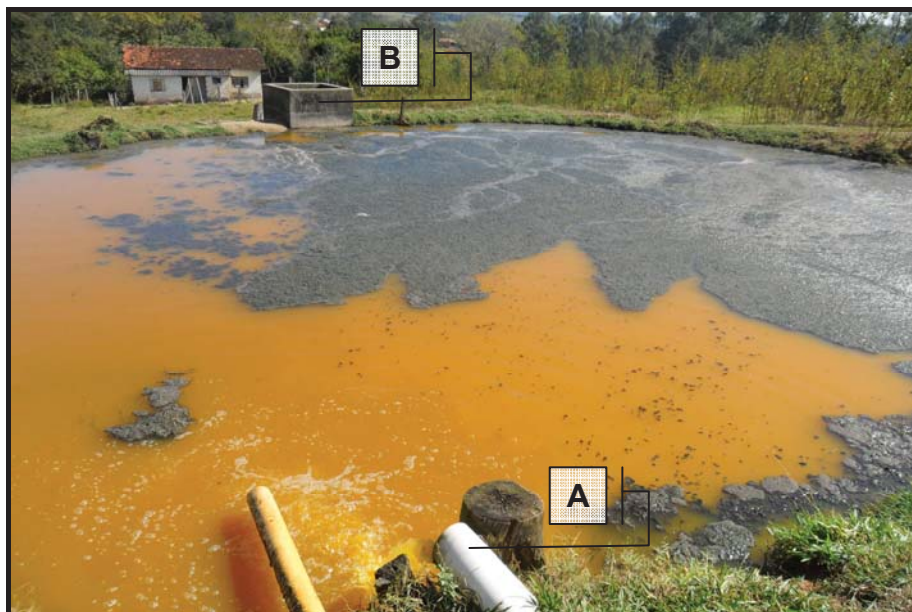


Figura 08: Vista da terceira Lagoa de Estabilização, onde 'A' aponta a entrada do efluente na lagoa, enquanto 'B' indica a saída por vertedouro, no centro, a presença de material flotado, parte do lodo biológico. Foto: Junho /2011.



Figura 09: Detalhe da saída da terceira Lagoa de Estabilização. Foto: Junho /2011.

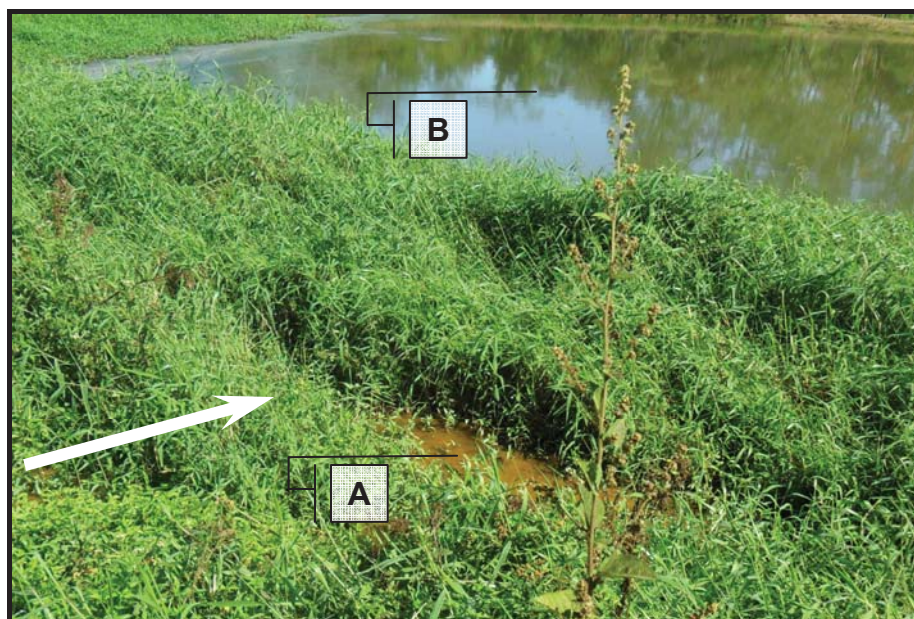


Figura 10: Vista parcial da quarta Lagoa de Estabilização, evidenciado o fluxo de entrada do efluente (seta). Verifica-se a diferenciação na coloração (A e B).
Foto: Junho /2011.



Figura 11: Saída da quarta Lagoa de Estabilização. A esta altura do tratamento verifica-se o tom esverdeado do efluente. Foto: Junho /2011.



Figura 12: Vista parcial da quinta Lagoa de Estabilização. A área superficial é maior se comparada às três primeiras lagoas. Foto: Fevereiro /2010.



Figura 13: Saída do sistema de tratamento. Foto: Junho /2011.

O descarte de efluente ocorre continuamente ao longo do horário de expediente.

O lançamento das águas residuárias já tratadas é realizado em um córrego local sem denominação. Sua nascente está localizada a 595 metros de altitude, a partir da qual percorre o rumo N-NO, até sua foz no Rio Corumbataí a 546 m. Possui

cerca de 2.590 metros de extensão, sendo seu desnível total de 49 metros. Analisando as cartas oficiais disponíveis, observa-se a existência de 3 afluentes em sua margem direita, e dois afluentes adicionais na margem esquerda. A *Figura 14* apresenta a localização da foz do córrego ao longo do Rio Corumbataí, enquanto na *Figura 15* é evidenciado um limite aproximado da microbacia hidrográfica que o constitui, e indicado o ponto de lançamento de efluentes do frigorífico.

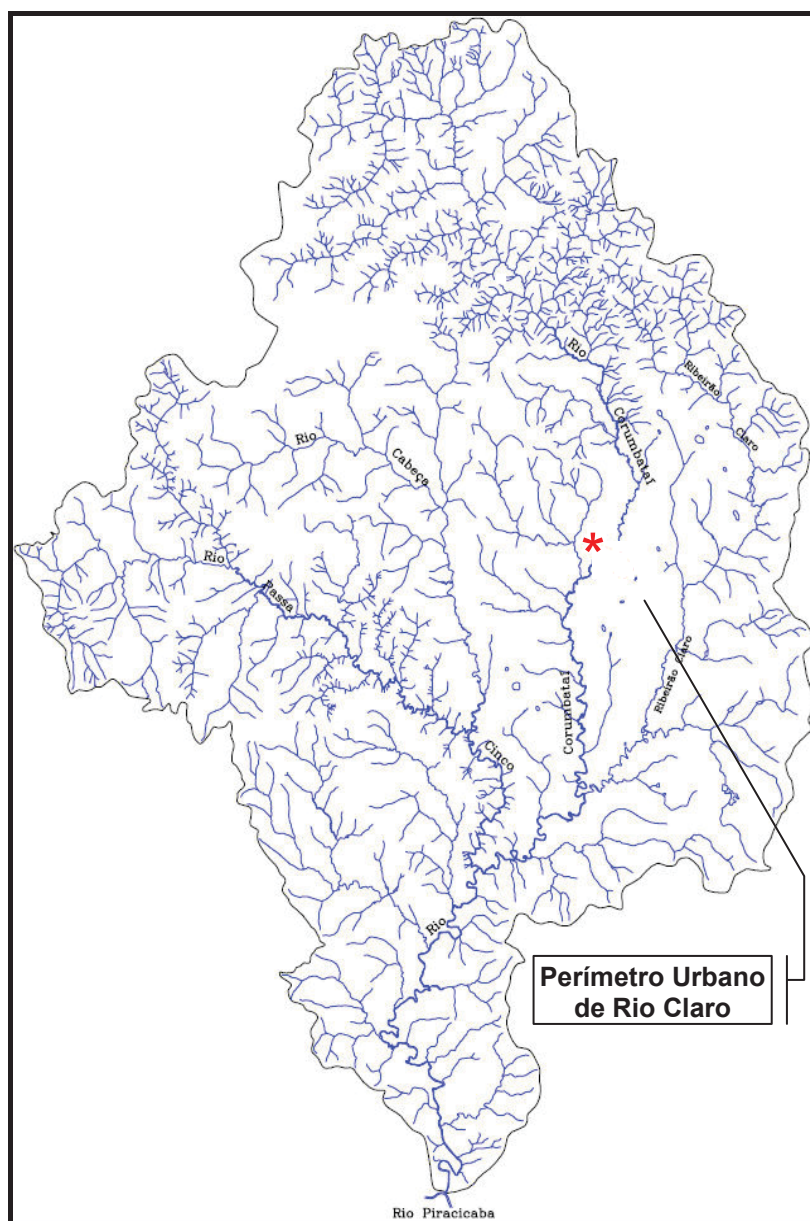


Figura 14: Delimitação da Sub-bacia hidrográfica do Rio Corumbataí Em vermelho, a localização da foz do córrego local. Fonte: CEAPLA (2011).

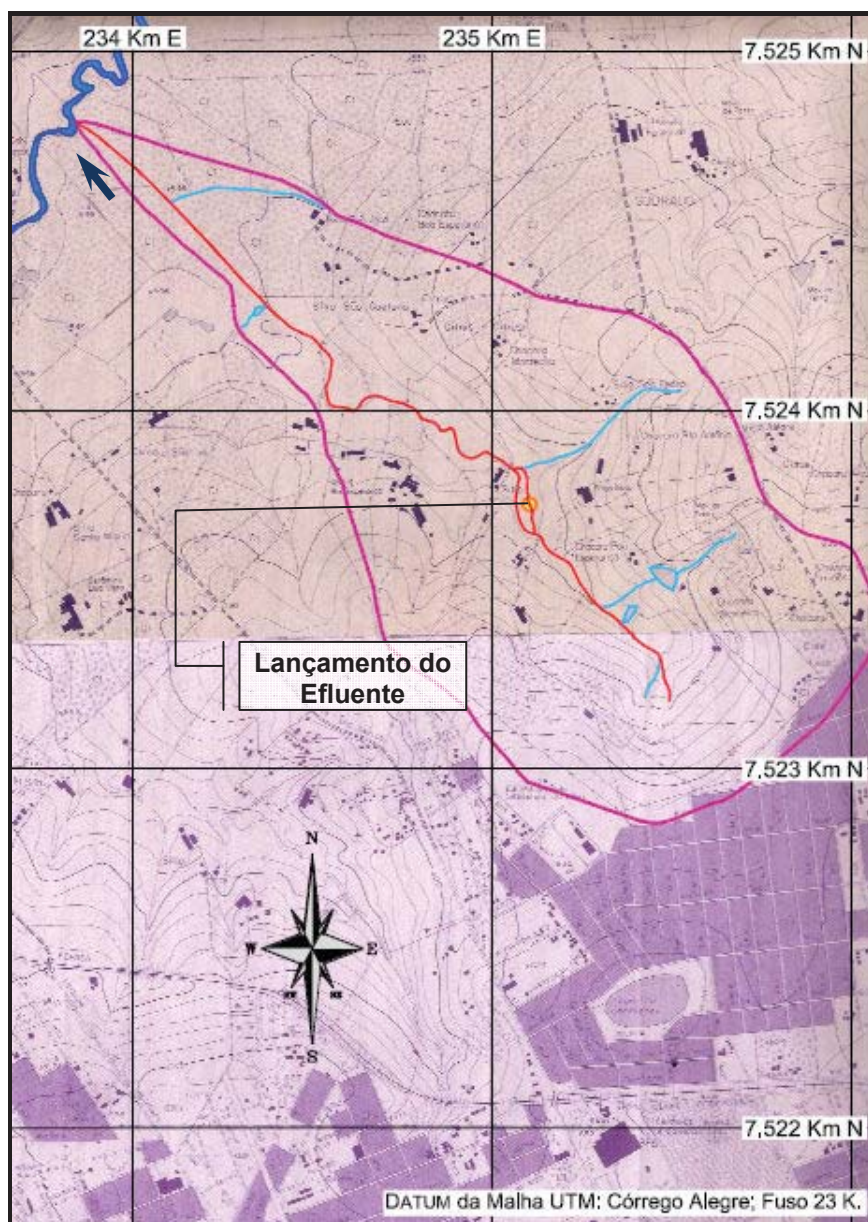


Figura 15: Delimitação aproximada da microbacia do córrego no qual é lançado o efluente, representado em vermelho. A seta indica o Rio Corumbataí. (SÃO PAULO, 1979)

Deve-se mencionar que, de acordo com o Decreto Estadual 10.755, de 22 de novembro de 1977, o Rio Corumbataí e a maioria de seus afluentes são incluídos na Classe 02, de acordo com a categoria de uso previsto para suas águas (PALMA-SILVA, 2006; SÃO PAULO, 1977).



Figura 16: Imagem de Satélite do local do empreendimento. Observa-se a fragmentação da vegetação na Área de Preservação Permanente do córrego, indicado em azul. O asterisco indica o local da indústria.
Fonte: Google® Earth (2011).



Figura 17: Vista parcial do córrego local, no qual o efluente é lançado, evidenciando a cobertura vegetal do solo. Foto: Junho / 2011.

4.1.2. Materiais e Equipamentos

Os reagentes, materiais e equipamentos utilizados foram os de uso rotineiro em análises de água.

4.2. Métodos

4.2.1. Métodos de Coleta

Considerando a configuração do sistema de tratamento já existente na indústria, os pontos selecionados para amostragem consistiram:

Ponto 01: *Entrada do Sistema.*

Ponto 02: *Saída da Primeira Lagoa de Tratamento;*

Ponto 03: *Saída da Segunda Lagoa de Tratamento;*

Ponto 04: *Saída da Terceira Lagoa de Tratamento;*

Ponto 05: *Saída da Quarta Lagoa de Tratamento;*

Ponto 06: *Saída do Sistema;*

Ponto 07: *Córrego à Montante do Lançamento do Efluente Tratado;*

Ponto 08: *Córrego à Jusante do Lançamento do Efluente Tratado.*

O Ponto 01 foi selecionado para caracterizar o efluente do frigorífico, considerando os parâmetros de qualidade da água preselecionados. Os Pontos 01 a 05 foram utilizados para determinar a eficiência de cada uma das lagoas de tratamento, possibilitando a implantação de modificações, se necessárias, em etapas específicas do sistema. O Ponto 06, por sua vez, foi selecionado para avaliar a eficiência total do sistema de tratamento implantado. Por fim, as amostras coletadas nos Pontos 07 e 08 consistem na caracterização da água de um córrego local, à montante, e, portanto sem a interferência da indústria (Ponto 07) e após a descarga do efluente tratado (Ponto 08).

As amostras foram coletadas no dia 08 de junho de 2011, entre às 11:20 e 12:20. A temperatura média diária no município foi de 14,1° C, e, no ato da coleta, a variação da temperatura ambiente foi de 1,9 °C, sendo a mínima de 15,8 °C às 11:20, e a máxima de 17,7°C, às 12:20 (CEAPLA, 2011).

O procedimento de coleta foi realizado conforme as orientações da norma ABNT NBR 9898:1987.



Figura 18: Amostras obtidas em sequência, evidenciando as alterações de coloração desde a entrada do sistema, à esquerda, até a saída do efluente, à direita. Foto: Junho / 2011.



Figura 19: Amostras obtidas da água do córrego, à montante do lançamento do efluente (à esquerda), e à jusante do mesmo (à direita). Foto: Junho / 2011.

4.2.2. Análise das Amostras

4.2.2.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial hidrogeniônico foi mensurado com a utilização de um pHmetro, da marca DIGIMED, modelo DM – CO1 (método eletrométrico).

4.2.2.2. Condutividade

A condutividade elétrica foi medida com um condutivímetro da marca DIGIMED, modelo DM – CO1 (método eletrométrico).

4.2.2.3. Série de Sólidos (Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos)

Os sólidos foram quantificados utilizando-se métodos gravimétricos (pesagem em balança analítica), segundo APHA Standard Methods (CLESCERI et al, 2005)

4.2.2.4. Turbidez

A turbidez foi determinada em turbidímetro MARCONI MATB -1000.

4.2.2.5. Cloretos

A quantidade de cloretos existente em cada amostra foi obtida com a utilização do método titulométrico (CLESCERI et al, 2005).

4.2.2.6. Série de Nitrogênio (Amônia, Nitrato e Nitrito)

Os compostos nitrogenados foram mensurados por meio de métodos eletrométricos, utilizando-se eletrodos seletivos. Para a quantificação da amônia, foi utilizado o íon-seletivo amônia, da marca DIGIMED, modelo DM 23, enquanto para o nitrito e o nitrato, foi utilizado o espectrofotômetro SHIMADZU UV-Vis 2401 PC.

4.2.2.7. Fósforo

As determinações de fósforo foram realizadas por Espectrometria de Emissão Atômica com Fonte de Plasma de Argônio Indutivo (ICP-AES). A metodologia baseou-se no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21ª edição, 2005.

4.2.2.8. Oxigênio Dissolvido (OD)

Os valores de oxigênio dissolvido foram obtidos com o emprego de métodos eletrométricos. Para tanto, foi utilizado o sensor analítico Digicrom Analytical DM – CO1.

4.2.2.9. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A quantidade de oxigênio consumido quimicamente foi mensurada com a utilização de métodos titulométricos, segundo metodologia baseada no APHA Standard Methods (CLESCERI, et al, 2005).

4.2.2.10. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A demanda biológica de oxigênio foi quantificada após 5 dias de incubação a 20°C, utilizando-se para dosagem do oxigênio residual o oxímetro da DIGIMED, Digicrom Analytical, modelo DM – CO1.

4.2.2.11. Coliformes Totais e *Escherichia coli*.

As determinações de coliformes totais e *Escherichia coli*, foi realizado pelo método de plaqueamento com meio Chromocult, com a técnica de “pour plate” referenciadas como Unidades Formadoras de Colônias (UFC/mL).

4.2.2.12. Ensaio de Toxicidade

O Ensaio de Toxicidade foi realizado com indivíduos jovens microcrustáceos pertencentes à espécie *Daphnia similis*, conforme metodologia descrita pela Norma Técnica CETESB L5.018, de agosto de 1991. Os animais foram alimentados com *Pseudokichneriella subcapata*, e os ensaios foram executados em quadriplicata com 5 indivíduos, no total de 20 indivíduos por diluição, observados durante 48 horas.

4.2.2.13. Índice de Qualidade da Água

O IQA foi determinado segundo CETESB (2011) a partir das análises obtidas dos parâmetros físicos, químicos e biológicos necessários ao cálculo.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Potencial Hidrogeniônico (pH)

Águas residuárias provenientes exclusivamente do processamento industrial de alimentos apresentam com frequência um potencial hidrogeniônico próximo à neutralidade, mesmo que para procedimentos individuais esta característica seja variável. A alteração do pH no efluente final é, em geral, associada à utilização de agentes de limpeza ácidos ou básicos (MAGANHA, 2006; PACHECO, 2006; SANTOS, 2005; YAMANAKA, 2005; GIORDANO, 2004). Acompanhando esta tendência, o efluente do frigorífico apresentou-se neutro, indicando que no ato da coleta não foram executados procedimentos de limpeza com produtos químicos.

A função do sistema de tratamento, para este parâmetro consistiu apenas em manter o efluente com pH próximo à neutralidade, o que auxiliaria na manutenção da biomassa ativa ao longo do sistema. A variação de pH nos pontos de amostragem é demonstrada na *Figura 20*.

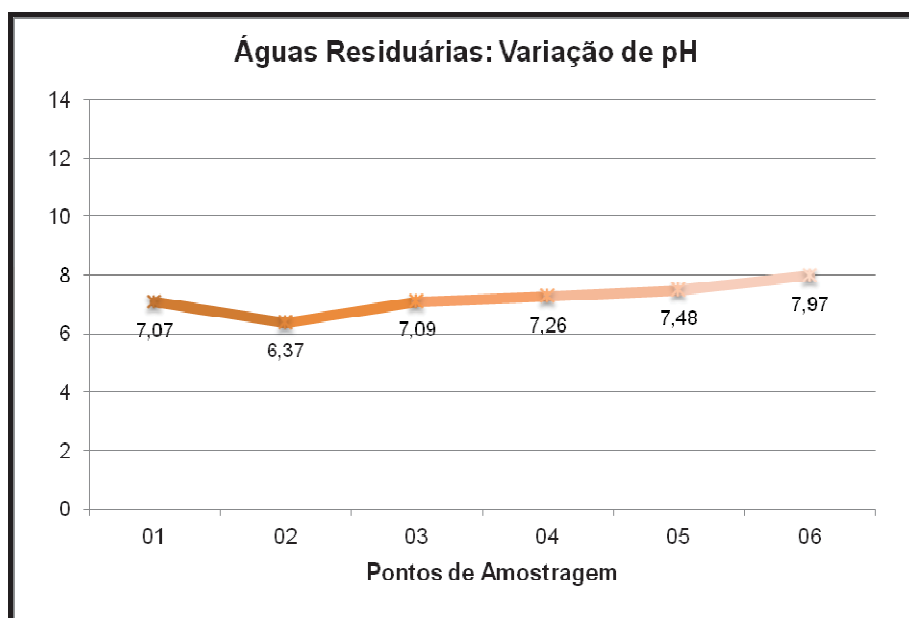


Figura 20: Verificou-se uma pequena variação de pH do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

Verifica-se uma pequena diminuição do pH após a passagem pela primeira Lagoa de Tratamento (Ponto 02), na qual há grande quantidade de sais e material orgânico acumulados.

A flotação de sais e matéria orgânica (MO) induz à formação de um revestimento de natureza sólida por toda a superfície da referida lagoa de estabilização. Este material possui composição complexa e dificulta a introdução de oxigênio no efluente, impedindo a ocorrência de processos oxidativos e fotossintéticos. Diante da biodegradação anaeróbia da MO, a alta produção de moléculas de CO_2 adicionada à ausência de consumo através de processos fotossintetizantes leva à formação de ácido carbônico, ao qual a leve acidez observada no Ponto 02 poderia ser atribuída.

Nascimento (1996) menciona os efeitos do lançamento de grandes concentrações de MO em lagoas de estabilização anaeróbias: a taxa de produção de ácidos por bactérias acetogênicas é elevada, ocasionando a queda acelerada do pH e prejudicando a atividade das bactérias produtoras de metano, mais sensíveis às alterações deste parâmetro. A etapa metanogênica, na qual tais ácidos seriam convertidos pelas referidas bactérias em compostos inertes, fica comprometida, mantendo a acidez do efluente. No entanto o valor observado para o pH não encontra-se distanciado dos limites estabelecidos para a sobrevivência das bactérias metalogênicas (entre 6,8 e 7,4). A mensuração do pH na coluna-d'água poderia ser realizada para a verificação da ocorrência do mecanismo supracitado.

A partir da Lagoa de Tratamento 02 (Ponto 03), na qual ocorre oxigenação, o pH torna-se mais básico à medida que avança pelo sistema. A atividade fotossintética retira o CO_2 do meio, alterando o equilíbrio $\text{CO}_2 / \text{HCO}_3^- / \text{CO}_3^{2-}$ e resultando em valores mais altos de pH (CCOPA RIVERA, 2003). Diante deste fato, a elevação da taxa de processos fotossintetizantes, simultaneamente à degradação aeróbia da matéria orgânica, consistiu importante fator para a elevação do pH, levando à produção de um efluente final próximo à neutralidade.

Os resultados para este parâmetro indicam, ao mesmo tempo, um possível potencial tamponante característico do efluente do frigorífico.

A *Figura 21* evidencia a influência exercida pelo efluente tratado ao atingir o córrego local.

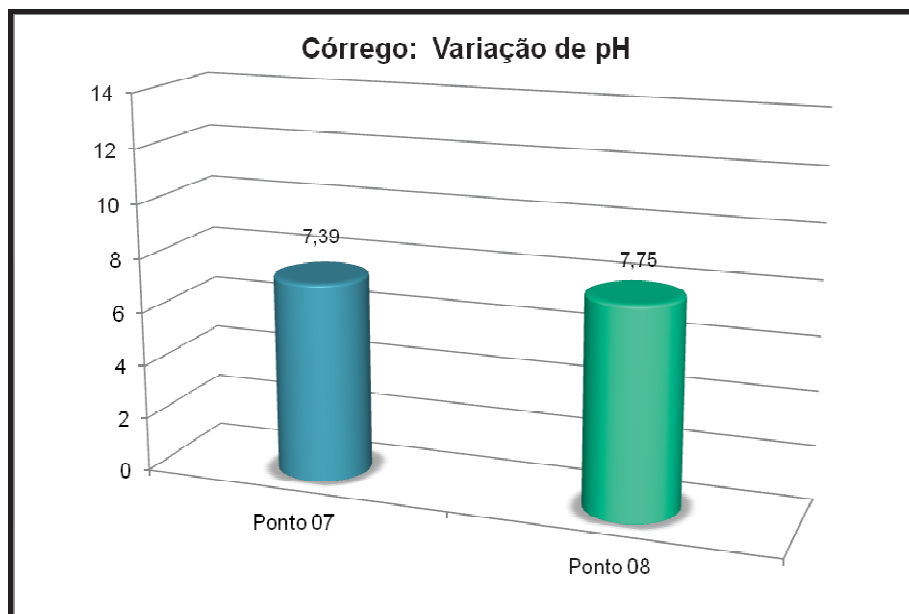


Figura 21. Valores comparativos de pH à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e a jusante do mesmo (Ponto 08).

Para todos os resultados obtidos para o Ponto 08 deve-se considerar que a coleta da amostra foi realizada em um ponto próximo a descarga do efluente, devido às possibilidades de acesso no local do empreendimento. Embora houvesse um pequeno desnível e significativa movimentação hídrica entre o lançamento e o ponto de coleta, a amostra pode subestimar a qualidade do córrego receptor após a zona de mistura.

Analisando-se o potencial hidrogeniônico de forma isolada, o efluente tratado possuiria potencial irrelevante para a degradação do curso-d'água no qual é lançado.

5.2. Condutividade

Para a condutividade das águas residuárias, foram evidenciados valores muito elevados, decorrentes da grande quantidade de sais constituintes do efluente analisado. No entanto, a passagem pelo sistema de tratamento agravou o quadro, conforme evidenciado na *Figura 22*.

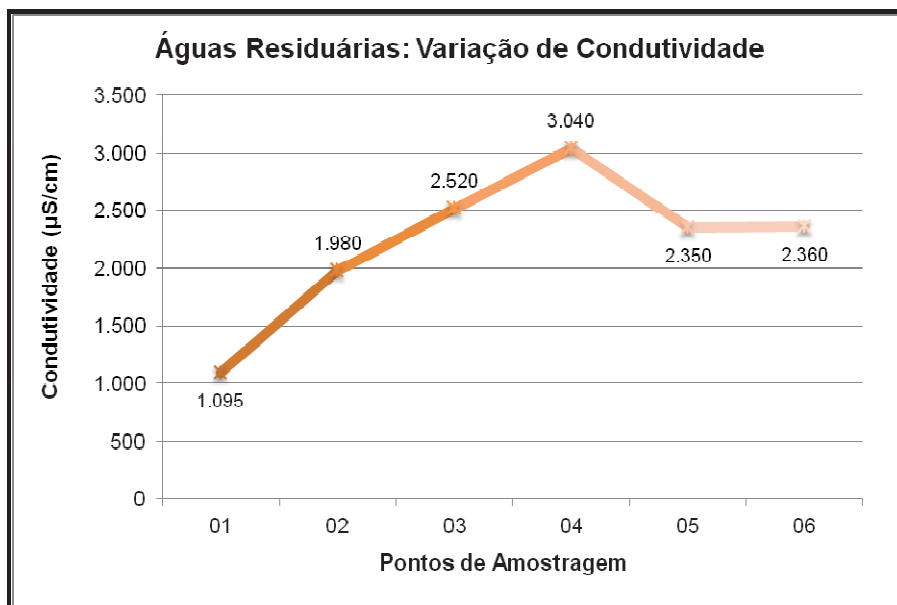


Figura 22: Quantificação da variação no valor de condutividade do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

A alteração observada da condutividade elétrica pode ter ocorrido tanto pela degradação da matéria orgânica, elevando a concentração de íons e, consequentemente, a capacidade de condução elétrica do efluente, quanto pelo acúmulo de sais nas lagoas de estabilização, especialmente no Ponto 04. A evaporação de efluente é citada por Figueiredo et al (2005) como uma causa adicional provável para o aumento da condutividade. Neste estudo, no entanto, todas as lagoas estão sujeitas ao mesmo grau de insolação, o que não justifica a diferença de condutividade por perda da massa líquida.

A diminuição da condutividade observada nas duas últimas amostras pode ser explicada pela diluição dos íons existentes no efluente, uma vez que os volumes das lagoas referentes aos Pontos 5 e 6 são maiores que nas demais (Pontos 2, 3 e 4). Outra possibilidade é o consumo de nutrientes por organismos basais da cadeia alimentar.

Restrições mensuráveis no desenvolvimento de culturas agrícolas são observadas com valores de condutividade superiores a 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FIGUEIREDO et al, 2005). Dessa maneira, a referida diminuição não é suficiente, e o efluente ainda apresenta valores bem superiores àqueles constatados como prejudiciais em estudos de impacto.

O efluente lançado pode ser considerado um agente degradador para o curso-d'água local. A *Figura 23* evidencia o elevado grau de interferência para este parâmetro, considerando as mensurações realizadas à montante e à jusante do lançamento do efluente.

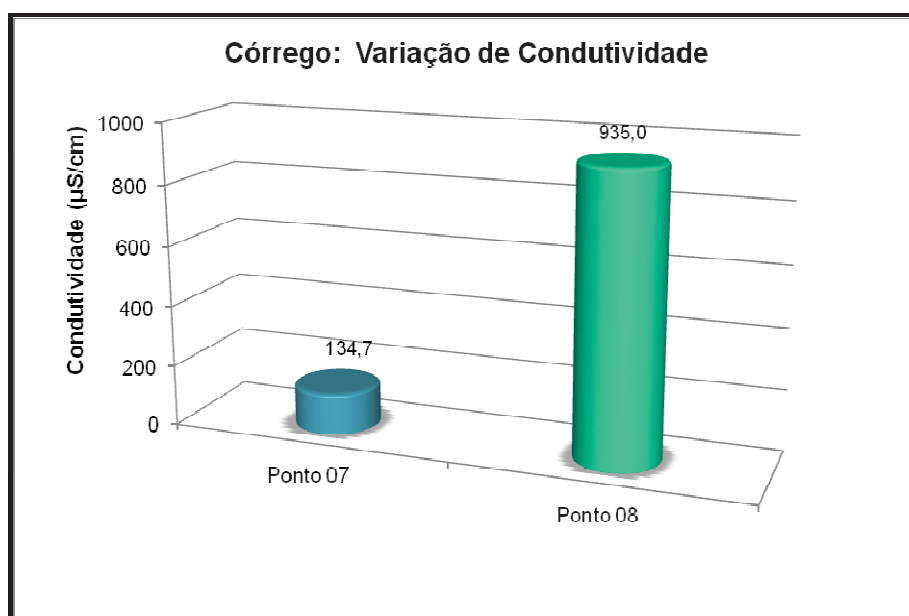


Figura 23: Dados comparativos da variação no valor de condutividade à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

O aumento dos valores de condutividade em um corpo-d'água interfere no comportamento dos íons existentes em meio aquoso, conferindo à água características corrosivas. Para a biota, tais efeitos possuem consequências diretas no transporte de espécies químicas entre organismos unicelulares e o meio aquático, provocando alterações no metabolismo e efeitos inibitórios. Estudos ainda indicam diferenciações na composição mineral de frutos e outros produtos de origem vegetal em decorrência da alteração deste parâmetro em águas de irrigação. (CAVALCANTE, 2009; LEONARDO, 2008; HELLER; PÁDUA, 2006).

5.3. Série de Sólidos (Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Sólidos Fixos)

Os valores de Condutividade Elétrica (CE) constituem uma indicação indireta da quantidade de sólidos existentes na amostra. Os resultados obtidos para este parâmetro condizem com os respectivos resultados de CE. Observando-se a *Figura 24*, esta relação torna-se facilmente perceptível.

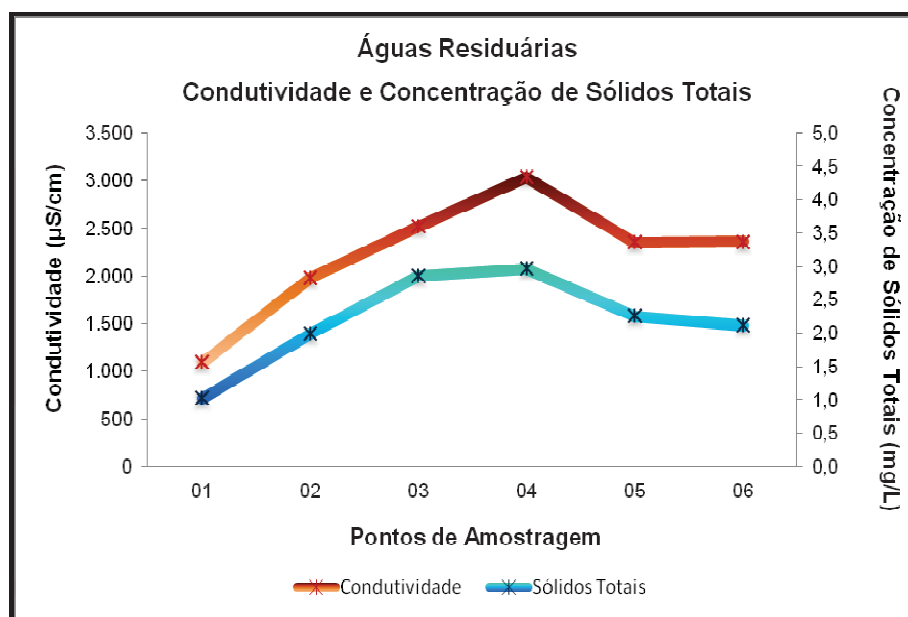


Figura 24: Dados comparativos dos valores de condutividade elétrica e concentração de sólidos totais ao longo do sistema de tratamento de efluentes do frigorífico.

Analisando-se a série de sólidos, foi obtido um valor superior a 70% de sólidos voláteis para o efluente bruto. Considerando que a maior parte dessas partículas é constituída por matéria orgânica, o elevado percentual mensurado poderia indicar o alto potencial para a degradação biológica das águas residuárias do frigorífico, como mostra a *Figura 25*.

Os sólidos fixos consistem, possivelmente, em sais, corantes e outros compostos inorgânicos.

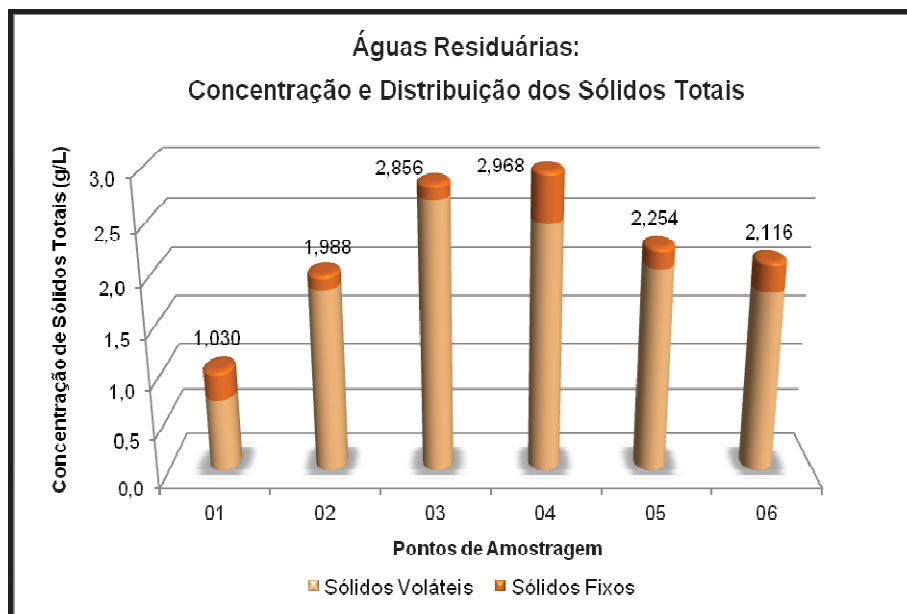


Figura 25: Dados comparativos da concentração de sólidos totais do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico, e sua constituição após calcinação.

As relações entre os sólidos voláteis e totais (SV/ST) permitem a inferência ao grau de mineralização do efluente (CETESB, 2011). Considerando a variação quantitativa para essa relação entre $0 \leq SV/ST < 1$, em sistemas de tratamento eficientes na remoção de matéria orgânica são esperados valores próximos a 0 (zero) no efluente já tratado. Como pode ser observado na *Tabela 07*, o sistema implantado não é condizente com o esperado para a o quesito de remoção dos sólidos.

Tabela 07: Indicação de Mineralização do Efluente Considerando as Frações Sólidas.

Ponto de Amostragem	ST	SV	SV/ST
Ponto 01	1,030	0,738	0,717
Ponto 02	1,988	1,850	0,931
Ponto 03	2,856	2,706	0,947
Ponto 04	2,968	2,468	0,832
Ponto 05	2,254	2,054	0,911
Ponto 06	2,116	1,826	0,863

ST: Sólidos Totais;

SV: Sólidos Voláteis.

O aumento da concentração de sólidos voláteis no Ponto 03 pode ser explicado pela provável inclusão da biomassa decorrente do acúmulo de microrganismos degradadores próprios do sistema de tratamento. O índice relativo de matéria orgânica é menor no Ponto 04, o que poderia indicar a ocorrência da maior taxa de degradação, enquanto no Ponto 05 esse parâmetro é novamente elevado, sugerindo a inclusão do fitoplâncton na mensuração dos sólidos.

Após a passagem pelo sistema de tratamento atenta-se para o fato de que, entre as partículas sólidas sobressalentes, 86,29% têm natureza volátil, indicando que mesmo em efluentes com altas concentrações de carga orgânica, a biodegradabilidade é influenciada por outros fatores, como a presença de substâncias tóxicas e / ou inibidoras da biomassa ativa, por exemplo.

Os Pontos de Coleta 05 e 06, os quais coincidem com as últimas Lagoas de Estabilização e cujos volumes são significativamente maiores, ocorre a diluição dos sólidos totais, e, portanto, os valores obtidos por volume de efluente são menores em relação aos pontos precedentes. Mesmo após a referida diluição, a concentração de sólidos totais ainda é elevada no efluente tratado e seu lançamento tem provocado a deterioração da qualidade da água fluvial, conforme pode-se observar na *Figura 26*. Os sólidos totais quantificados à montante e à jusante encontram-se representados na mesma

Palma-Silva (2006) demonstrou a interferência antrópica na concentração de sólidos em corpos d'água superficiais existentes na região de Rio Claro. O aporte de esgotos domésticos e efluentes industriais recebido pelo Rio Corumbataí ao atravessar a zona urbana do município, somado aos insumos agrícolas resultantes de extensas áreas de monocultivos são os principais fatores de contribuição para o aumento da concentração dessa variável no referido curso-d'água.

Os padrões para a concentração de sólidos foram estabelecidos considerando-se a aceitabilidade de consumidores, com menor ênfase aos efeitos deletérios à saúde humana e a biota aquática (PALMA-SILVA, 2006).

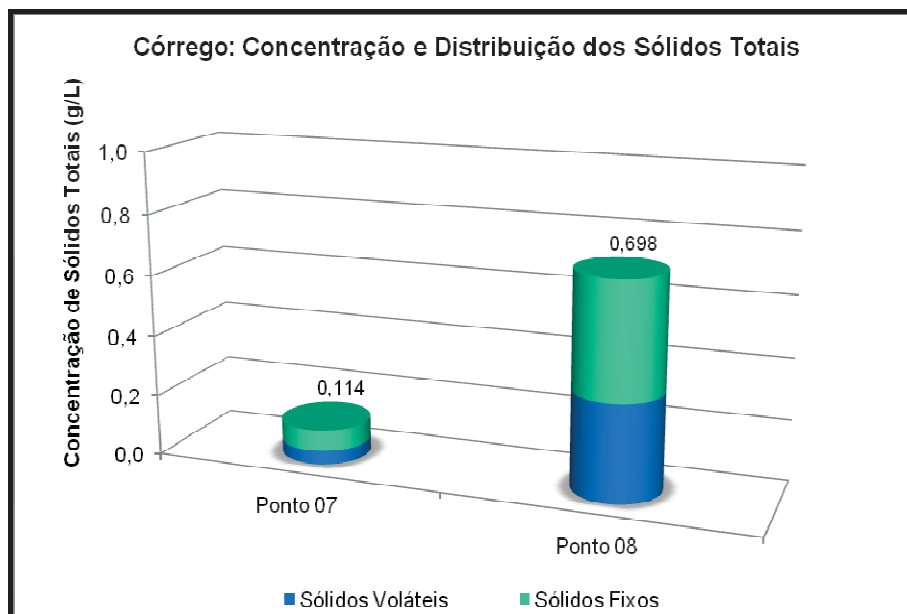


Figura 26: Dados comparativos dos valores de concentração de sólidos totais à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08), e sua constituição após calcinação.

Grandes concentrações de sólidos ocasionam o assoreamento dos cursos hídricos, diminuindo suas vazões de escoamento e volumes de armazenamento. Como consequências, têm-se inundações durante os períodos chuvosos, o soterramento de animais bentônicos e de ovos de peixes; a redução do número de indivíduos e de espécies no ecossistema aquático, além da formação de bancos de sedimento com degradação predominantemente anaeróbia de MO (GURGEL, 2009).

Adicionalmente, *sólidos em suspensão* alteram a turbidez das águas, diminuindo as taxas fotossintéticas e, de forma intrínseca, a quantidade de OD produzido; e podem abrigar microrganismos patogênicos e compostos tóxicos. Altos teores de *sólidos totais dissolvidos* induzem alterações na condutividade e coloração da água, sendo que valores maiores do que 2,0 g/L provocam efeitos laxativos no homem. Para a água potável, admite-se um limite de 1,0 g/L, embora em termos de qualidade dos recursos hídricos, o teor máximo aceitável é de 0,5 g/L (CETESB, 2011, CONAMA, 2011; PALMA-SILVA, 2006, BRASIL, 2004).

5.4. Turbidez

A turbidez de soluções aquosas consiste em um parâmetro relacionado à concentração de sólidos em suspensão. As amostragens realizadas revelaram uma elevação no grau de turbidez das águas residuárias até o Ponto 03 (*Figura 27*).

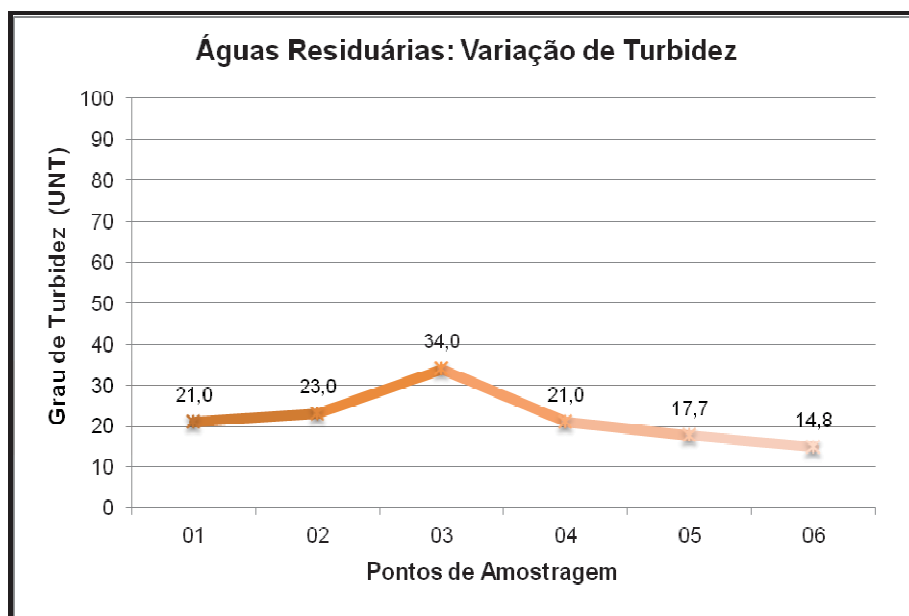


Figura 27: Dados comparativos dos valores de turbidez do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

No entanto, diferentemente do que ocorreu para as variáveis citadas anteriormente, foi verificada a diminuição da turbidez do efluente ao longo dos últimos pontos de amostragem, revelando uma eficiência total de cerca de 30% para o sistema de tratamento implantado no frigorífico. A fração inorgânica dos sólidos totais em suspensão é a principal responsável pela turbidez das águas (PRADO, 2004).

Considerando os padrões exigidos na legislação de 100 uT para os cursos d'água de Classe 02, o lançamento do efluente no córrego local não compromete sua qualidade (CETESB, 2011). Vale ressaltar, no entanto, que o ponto de amostragem à jusante apresentou valores de turbidez elevados em 88,13%, em relação ao observado à montante do lançamento (*Figura 28*).

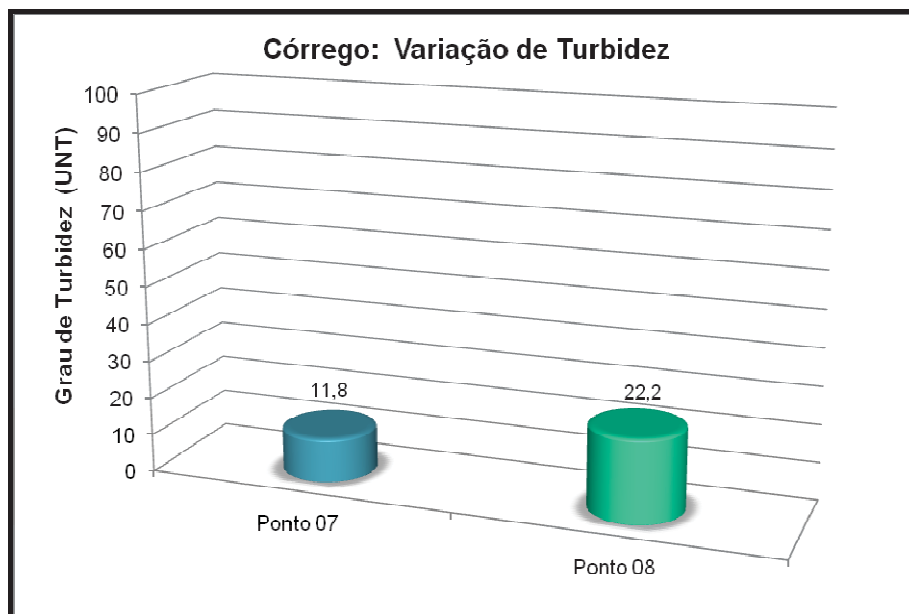


Figura 28: Dados comparativos dos valores de turbidez à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

Os níveis de turbidez apresentam elevação sazonal frequente em mananciais naturais, em decorrência da carreação de partículas de solo e outros sólidos pelas águas pluviais. (PALMA-SILVA, 2006).

Os efeitos do aumento nos níveis de turbidez de um corpo-d'água incluem àqueles já mencionados para os sólidos em suspensão: diminuição na penetração de raios solares na água com consequência diretas nas taxas fotossintéticas, o que induz à menor produção primária na cadeia alimentar, afetando todo o ecossistema estabelecido; além da possibilidade de constituir material de abrigo e transporte de organismos patogênicos, entre outros fatores (CETESB, 2011; BRASIL, 2004).

5.5. Cloretos

A concentração dos cloretos consiste em um parâmetro de importância ambiental, principalmente, pela sua influência no potencial osmótico em meios aquáticos, além de indicar a intensidade do uso antrópico das águas. Dessa forma, a presença do íon cloreto é considerada uma variável indicativa do nível de contaminação de um corpo hídrico (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006; GIORDANO, 2004; SILVA, 2005). Valores próximos a 1 mg/L são frequentemente mensurados em águas com pouca modificação antrópica.

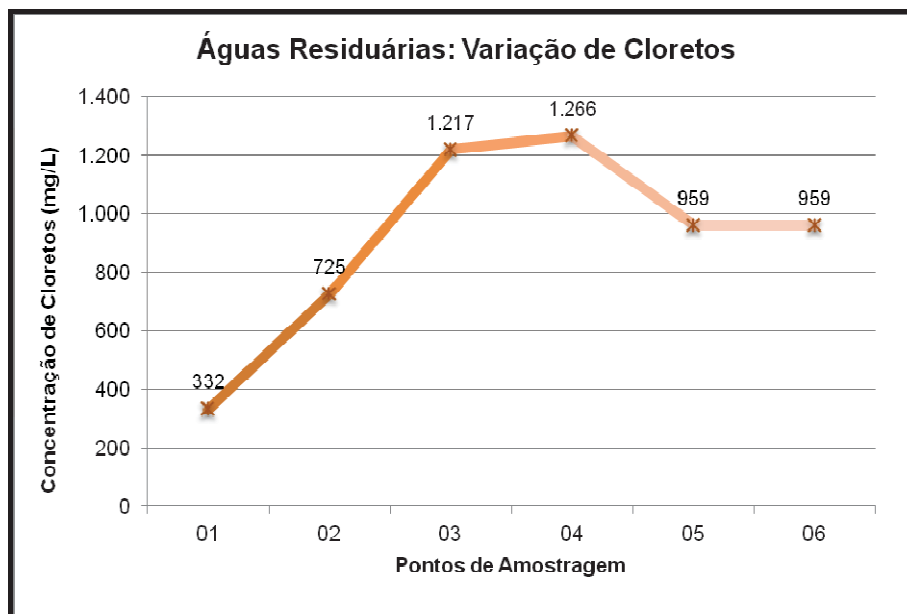


Figura 29: Valores representativos da variação na concentração de cloretos no efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

Como ocorre com outros parâmetros analisados na amostragem efetuada, a concentração de cloretos obtida ao longo do sistema de tratamento mostrou-se variável, sendo os maiores valores verificados nos Pontos 03 e 04. Estes resultados sugerem que a amostragem simples obtida do efluente bruto (Ponto 01) coincidiu com momentos de desaceleração ou paralisação dos processos industriais, levando à constatação de pequenas cargas poluidoras do efluente gerado (*Figura 29*). Ainda assim, são resultados consistentes com a concentração de sólidos totais mensurados em cada amostra, evidenciando a contribuição direta da quantidade de cloretos para a capacidade de condução elétrica do efluente (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006).

A passagem do efluente pelo sistema de tratamento ocasionou o aumento da concentração de cloretos. Pode-se supor que está ocorrendo acúmulo de sais na coluna-d'água, ou, ainda, há entrada de outros resíduos nas lagoas, como dejetos bovinos. A intensa evaporação, como já mencionado, foi apontada por Figueiredo et al (2005) como um fator causador do aumento da concentração de sais na água. No entanto, todas as lagoas estão sujeitas ao mesmo grau de insolação, tornando improvável a grande variação na concentração de cloretos, observada para os Pontos 02, 03 e 04 em relação ao Ponto 01, atribuída à perda de massa líquida.

A diminuição observada nas amostragens dos Pontos 05 e 06, como ocorre com os sólidos totais e CE, pode ser decorrente da diluição dos elementos nas lagoas de estabilização de maior volume.

Considerando os parâmetros de potabilidade atuais, o efluente tratado possui grande potencial degradador em relação à concentração de cloretos. A Portaria nº 518 do Ministério da Saúde estabelece a quantia máxima de 250 mg/L na água potável (BRASIL, 2004). Em decorrência dos altos índices de cloretos ainda presentes no efluente tratado, a análise dos Pontos 07 e 08 revelaram o aumento de 2.800% na concentração desse elemento, evidenciando o grau de degradação que pode ser induzido no córrego receptor (*Figura 30*).

Mesmo que a existência de cloretos na água não a torne tóxica para seres humanos, concentrações mais elevadas provocam oscilações na pressão osmótica em células de microrganismos (PALMA-SILVA, 2006), ocasionando alterações na biota do ecossistema aquático no qual o efluente é lançado.

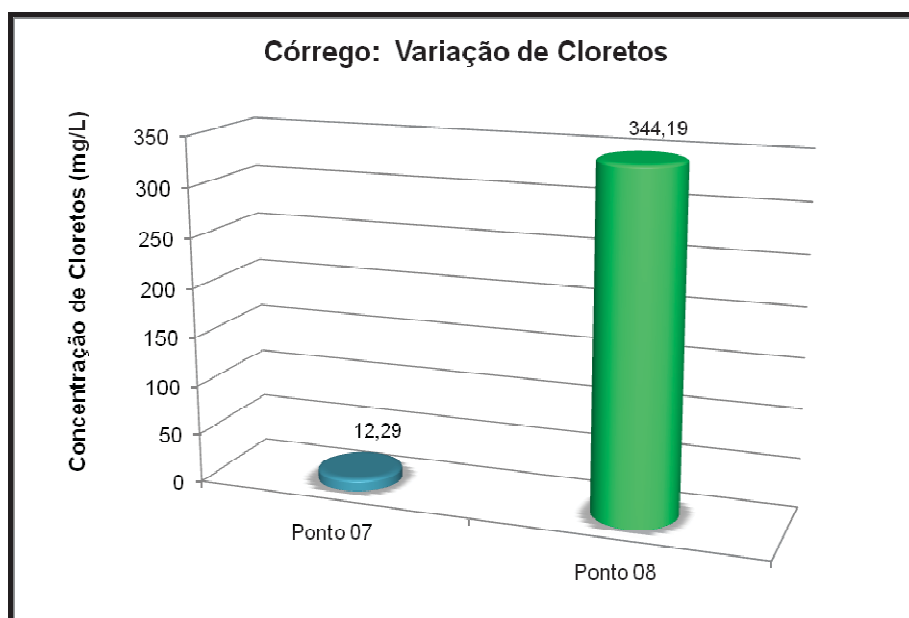


Figura 30: Dados comparativos da concentração de cloretos à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

5.6. Série de Nitrogênio (Amônia, Nitrato e Nitrito)

Os compostos nitrogenados seguem, em situações naturais, a um ciclo que os conduz à completa mineralização, sob a forma de nitratos (VASCONCELOS, 2010). Supondo o despejo pontual e contínuo de matéria orgânica em um curso-d'água, após certo período de tempo formam-se zonas de autodepuração natural, cujas especificidades permitem estimar a proximidade do foco de poluição: Na *Zona de Degradação*, é predominante a presença de nitrogênio orgânico, devido à sua proximidade ao foco poluidor. Posteriormente, verifica-se a existência de uma *Zona de Decomposição Ativa*, na qual o nitrogênio amoniacal é resultante da degradação da matéria orgânica. Em seguida, a primeira etapa de nitrificação do nitrogênio amoniacal estabelece uma *Zona de Recuperação*, cuja matéria nitrogenada é constituída em sua maioria por nitritos. Finalmente, é determinada a Zona de Águas Limpas, com elevados teores de nitrato (CETESB, 2011).

Considerando tal característica, pode-se inferir a etapa de degradação da matéria orgânica através da quantificação das formas nitrogenadas predominantes para cada amostragem realizada (*Figura 31*).

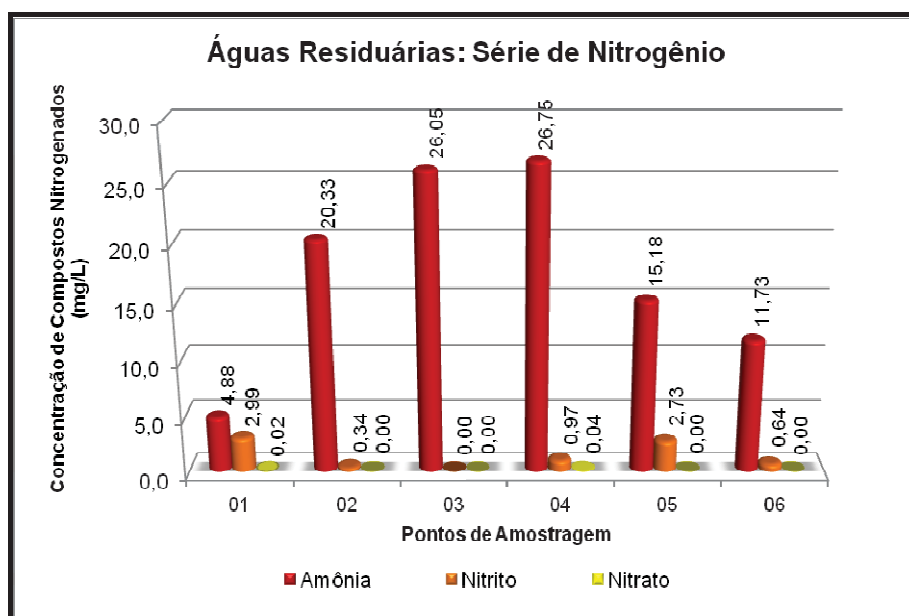


Figura 31: Valores das concentrações de compostos nitrogenados obtidas do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

O Ponto 01, constituído pelo efluente não tratado, apresentou a menor concentração de nitrogênio amoniacal, indicando sua ligação a outros componentes moleculares, e sua indisponibilidade na forma de amônia. Entretanto, à medida que a matéria orgânica entra em decomposição, ocorre o processo de nitrificação em presença de O_2 . Esse processo ocorre ativamente ao longo do sistema de tratamento, de forma que a concentração de amônia acompanha a massa de matéria orgânica existente no efluente, e mensurada pela quantidade de sólidos voláteis.

O nitrito detectado no Ponto 01 foi oxidado a nitrato, e possivelmente assimilado pelos microrganismos nas Lagoas de Tratamento. Nos Pontos 03 e 04 foram detectados os maiores valores de amônia, porém as formas oxidadas nitrito e nitrato não foram quantificadas, como ocorre nos Pontos 05 e 06.

Considerando as concentrações de nitrato, a pequena quantidade existente no efluente não tratado foi rapidamente consumida, impossibilitando a obtenção de dados mensuráveis nos Pontos 02 e 03. Iniciado o processo de nitrificação da amônia, foi evidenciada uma pequena concentração de nitrato no Ponto 04, o qual foi submetido ao mesmo processo de consumo e posterior impossibilidade de quantificação nos Pontos 05 e 06.

A eficiência global observada no sistema de tratamento do frigorífico para os compostos nitrogenados corresponde a 21,4% para nitritos, e de 99,9% para nitratos, atendendo os limites exigidos em legislação, de 1 mg/L e 10 mg/L respectivamente (CETESB, 2011). Para a remoção de amônia, a metodologia de tratamento empregada não se mostrou eficiente, indicando que o tempo de retenção do efluente nas lagoas de estabilização pode ser insuficiente para que ocorra a degradação completa da matéria orgânica, pois não são definidas todas as zonas de autodepuração. Deve-se considerar ainda a possibilidade de decaimento das populações constituintes da biomassa ativa, cujo volume remanescente não seria capaz de degradar toda a MO presente no efluente.

Ainda assim, o lançamento de nitrogênio amoniacal, cuja concentração mais elevada o define como parâmetro orientador para os compostos nitrogenados para o efluente estudado, encontra-se dentro do limite estabelecidos na Seção II da

Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011, de 20,0 mg/L (CONAMA, 2011). Vale ressaltar, ainda, que as características do córrego em relação ao aporte de nitrogênio não foram significativamente modificadas, como pode ser analisado na *Figura 32*.

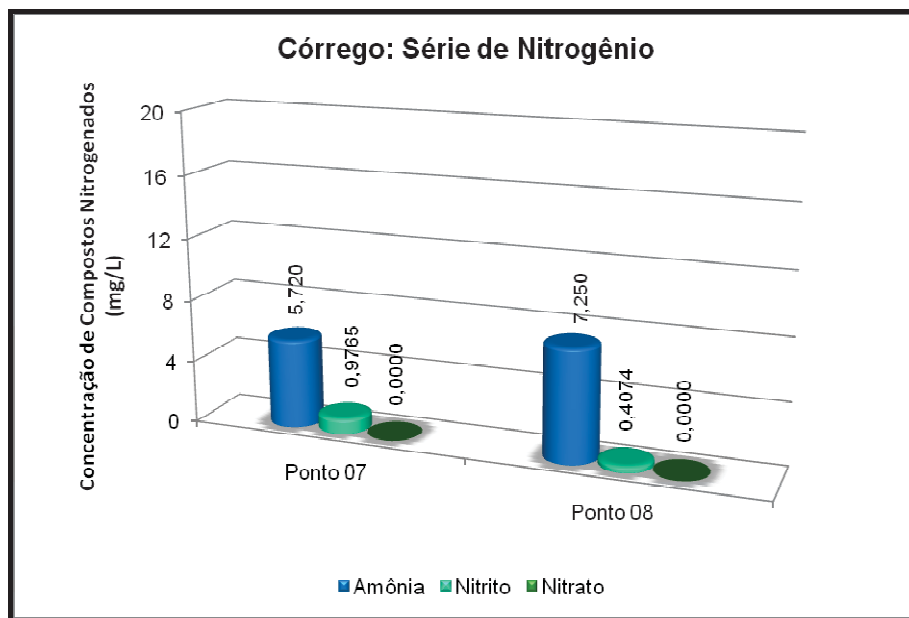


Figura 32. Dados comparativos das concentrações de compostos nitrogenados (amônia, nitrato e nitrito) detectados na água do córrego à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

A existência de pequenas concentrações de amônia mesmo à montante do lançamento dos efluentes do frigorífico pode ser explicada pela presença de pecuária extensiva de pequeno porte nos arredores do curso-d'água, cuja mata ciliar, com cobertura vegetal intensamente fragmentada, não oferece proteção contra o aporte de solos e outras substâncias durante os períodos chuvosos (FIGUEIREDO et al, 2007; PALMA-SILVA, 2006; MERTEN, 2002).

5.7. Fósforo

A quantificação do fósforo nas amostras coletadas foi realizada de forma indireta, através da concentração de fosfatos (PO_4^{3-}). Em química, considera-se que para cada 95 unidades de fosfato, têm-se 31 unidades de fósforo, devido à massa molecular de cada um dos constituintes da molécula (RUSSEL, 1994).

Elemento essencial na constituição da biomassa, o fósforo torna-se prejudicial ao desencadear processos de eutrofização em ecossistemas naturais. Embora não seja o único nutriente necessário para o enriquecimento do meio aquático, as fontes de fósforo são mais facilmente controladas do que as de nitrogênio, outro macronutriente exigido pelos organismos vivos (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006; PRADO, 2004). Tem-se como padrão de qualidade das águas, portanto, a concentração máxima de 0,1 mg/L, tanto em corpos-d'água lóticos de Classe 01 como de Classe 02. Quanto mais lântico o corpo hídrico, ou seja, quanto maior o tempo de retenção de suas águas, menor é o limite máximo estabelecido para a concentração de fósforo (CETESB, 2011; VASCONCELOS, 2010; CCOPA RIVERA, 2003).

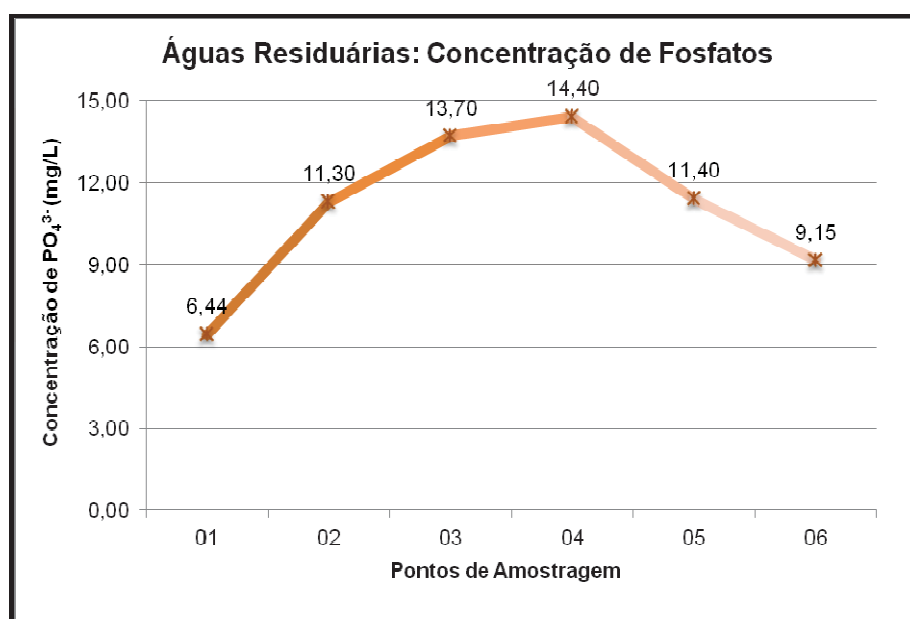


Figura 33: Variação da concentração de compostos fosfatados obtida no efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

De acordo com Braile e Cavalcanti (1979), os despejos de matadouros e frigoríficos têm grande carga de sólidos em suspensão, material flotável, graxos, sólidos sedimentáveis, uma DBO variável entre 800 e 32.000 mg/L e elevado aporte de nutrientes. Observando-se a *Figura 33*, a qual ilustra as concentrações de fosfatos obtidas para cada ponto de amostragem do sistema, percebe-se claramente a quantia exacerbada de fósforo tanto para o efluente bruto, em concordância com os dados bibliográficos, quanto ao efluente tratado. Segundo Pacheco (2006), seria

necessária a implantação de um tratamento terciário para a remoção dos nutrientes remanescentes no efluente do frigorífico.

Como esperado, o despejo do efluente contendo ainda altas quantias de fósforo constitui um agente degradador das águas naturais. A concentração observada antes do lançamento era condizente com o enquadramento do córrego na Classe 02, pois 0,10 mg de fosfatos incluem cerca de 0,03 mg de fósforo. A amostragem realizada no Ponto 08, próximo ao ponto de lançamento, evidenciou um aumento de 1.490% nas concentrações de fosfatos nas águas do córrego, tornando-o inadequado a aplicação das suas águas para o uso preponderante previsto.

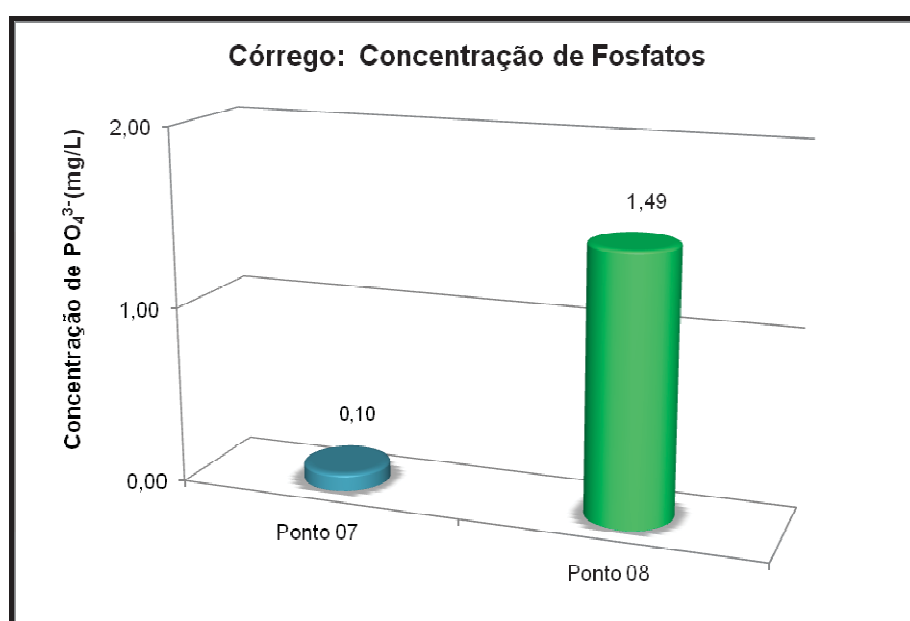


Figura 34. Dados comparativos das concentrações de compostos fosfatados detectados na água do córrego à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

Estudos de qualidade das águas superficiais no Estado enfatizam o grau de influência de atividades industriais para o aporte de fósforo em cursos-d'água superficiais, ainda que as principais fontes decorram do despejo de efluentes domésticos e de atividades agrícolas (PALMA-SILVA, 2006). Diante desta afirmação, ressalta-se novamente a possibilidade da amostra coletada não representar verdadeiramente as qualidades do córrego após a zona de mistura do efluente.

Assumindo-se apenas os elementos nitrogênio e fósforo como essenciais para a formação das moléculas necessárias à estruturação e fisiologia dos organismos, para cada átomo de fósforo são necessários vinte átomos de nitrogênio (20:1) (CCOPA RIVERA, 2003). Diante desta premissa, os resultados obtidos para o córrego após o lançamento do efluente podem indicar qual dos referidos elementos é definido como limitante para o processo de eutrofização.

Para cada 17 unidades de amônia (NH_3^-) ou 46 unidades de nitrito (NO_2^-) considera-se a existência de 14 unidades de nitrogênio (RUSSEL, 1994). Dessa maneira, a massa estimada de nitrogênio existente no córrego à jusante do lançamento é de 0,721 mg, sendo 0,597 mg originados a partir da amônia, e 0,124 mg decorrentes dos nitritos. Por outro lado a massa de fósforo obtida através da concentração de fosfatos é estimada em 0,486 mg.

Aplicando-se a relação N : P, obtêm-se um resultado sugerido de 1,48 : 1. Para a coluna-d'água analisada, o nitrogênio constitui o nutriente limitante à ocorrência de processos de eutrofização, ao contrário da situação comumente observada nos cursos-d'água naturais. Essa análise superficial não considera os nutrientes acumulado em sedimentos (CCOPA RIVERA, 2003).

Tais projeções permitem à empresa o planejamento das operações do seu sistema de tratamento, tanto para o monitoramento frequente da quantidade de nutrientes ainda presentes nos efluentes, quanto para a inserção de modificações que reduzam o aporte dos mesmos no córrego local.

5.8. Oxigênio Dissolvido (OD)

Em situações naturais a presença de matéria orgânica em soluções aquosas acarreta no consumo do oxigênio pelos organismos decompositores para sua degradação (PALMA-SILVA, 2006, MOTHEO, 2005). Os sistemas de tratamento total ou parcialmente aeróbios são projetados para simular as condições naturais de remoção de MO, e espera-se obter a mesma diferença da concentração de OD. No entanto foi observado que tal parâmetro apresentou valores praticamente constantes nos diferentes pontos amostrados no sistema de tratamento do frigorífico (*Figura 35*).

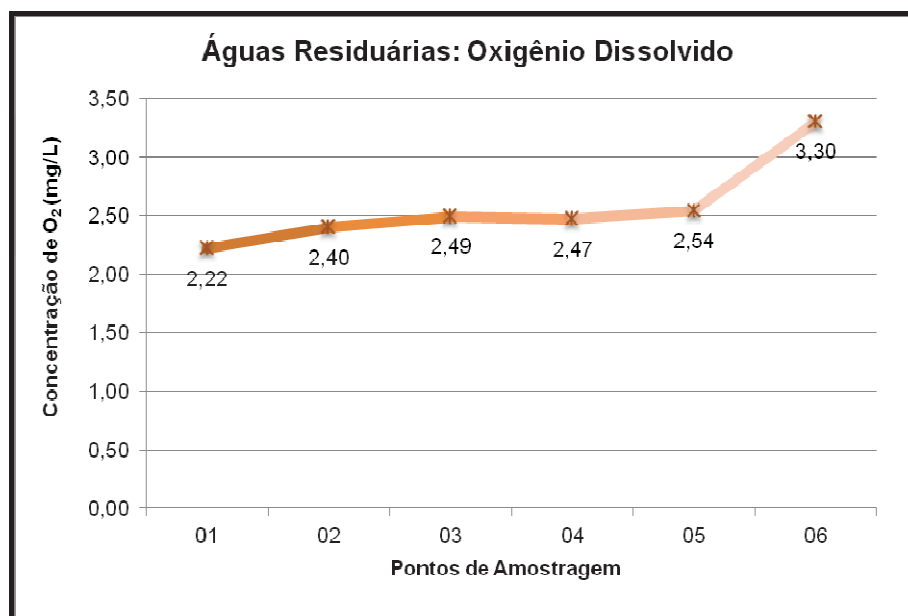


Figura 35: Variação de oxigênio dissolvido no efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

A concentração de oxigênio dissolvido permanece baixa entre os Pontos 01 a 05. A presença de um sistema de movimentação do efluente na Lagoa de Tratamento 02 (Ponto 03) não exerce influência significativa sobre este parâmetro. O elevado nível de sais dissolvidos pode constituir um fator que dificulta a dissolução de oxigênio na água, ocasionando a estabilidade observada ao longo do sistema de tratamento.

O aumento observável para o Ponto 06 justifica-se pelo afloramento de algas planctônicas nas Lagoas de Estabilização 04 e 05 (Pontos 05 e 06, respectivamente), observadas visualmente pela coloração esverdeada das amostras. A produção de oxigênio através de processos fotossintéticos proporciona um substrato adequado para a oxidação da matéria orgânica.

A disponibilidade de OD é um fator condicionante para a efetivação de processos de degradação aeróbios em sistemas de tratamento, e para a operação dos mesmos são recomendadas concentrações entre 0,5 a 2 mg/L de oxigênio (VON SPERLING, 2005; GIORDANO, 2004). Ainda que o efluente apresente quantias mais elevadas para este parâmetro, a configuração das lagoas de estabilização no frigorífico favorece a estratificação vertical das concentrações de OD, conforme mencionado por Prado (2004), possibilitando tanto a ocorrência de

degradação aeróbia quanto anaeróbia. Por este motivo, são consideradas lagoas facultativas.

A concentração de OD obtida para o efluente tratado apresentou um aumento de 148% em relação ao efluente bruto (*Figura 36*). No entanto, tal medida ainda está abaixo do exigido na legislação referente, bem como da concentração verificada para as águas naturais na qual é despejado. Dessa forma, constatou-se uma ligeira diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido após o lançamento do efluente no córrego local. Não obstante a pequena concentração deste parâmetro, se considerado de forma isolada, o efluente não constituiria um agente poluidor, pois para águas doces de Classe 02 é exigida a concentração mínima de 5,0 mg/L de OD (CETESB 2011).

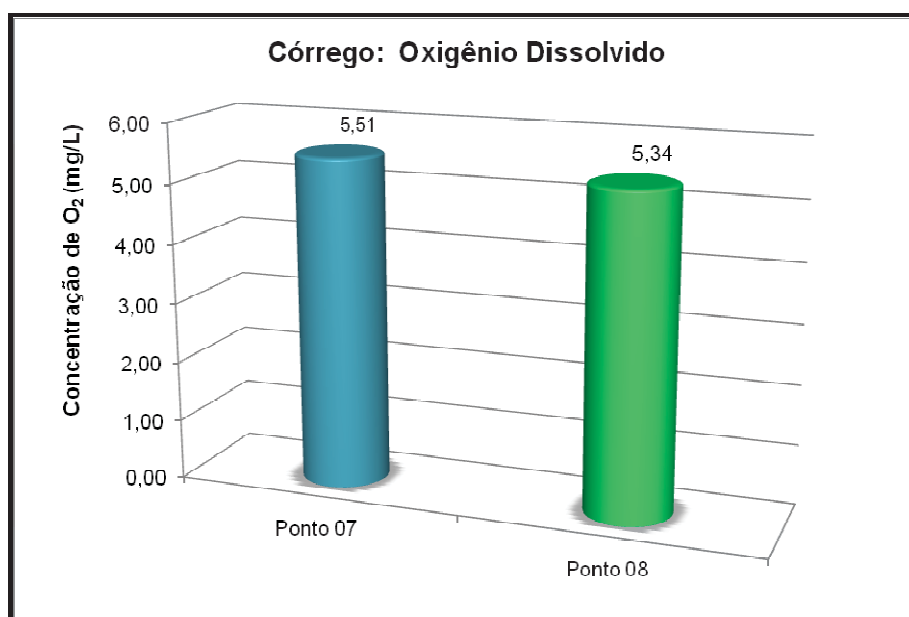


Figura 36: Valores comparativos da concentração de oxigênio dissolvido à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

Portanto, é mantida uma provisão suficiente de oxigênio dissolvido é para a manutenção dos ecossistemas aquáticos (CETESB, 2011; PALMA-SILVA, 2006).

5.9. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio consiste na quantificação de toda a matéria orgânica oxidável existente em uma solução aquosa (NASCIMENTO, 1996). Considerando a natureza das atividades industriais executadas em um frigorífico, os efluentes gerados são caracterizados, entre outros fatores, pela elevada carga orgânica, premissa já confirmada através da determinação da proporção de sólidos voláteis em relação aos sólidos totais. Logo, este parâmetro assume grande importância na caracterização de efluentes semelhantes ao mencionado, devido não só a agilidade em sua quantificação, mas também à possibilidade de avaliação da eficiência na remoção de matéria orgânica (PALMA-SILVA, 2006)

Após a entrada do efluente no sistema de tratamento é observada uma elevação da taxa de oxidação de matéria orgânica, o que acarreta no consumo ainda maior de OD na primeira lagoa de estabilização, em cuja difusão atmosférica é dificultada pela presença de uma camada superficial de sólidos que flotaram (*Figura 37*).

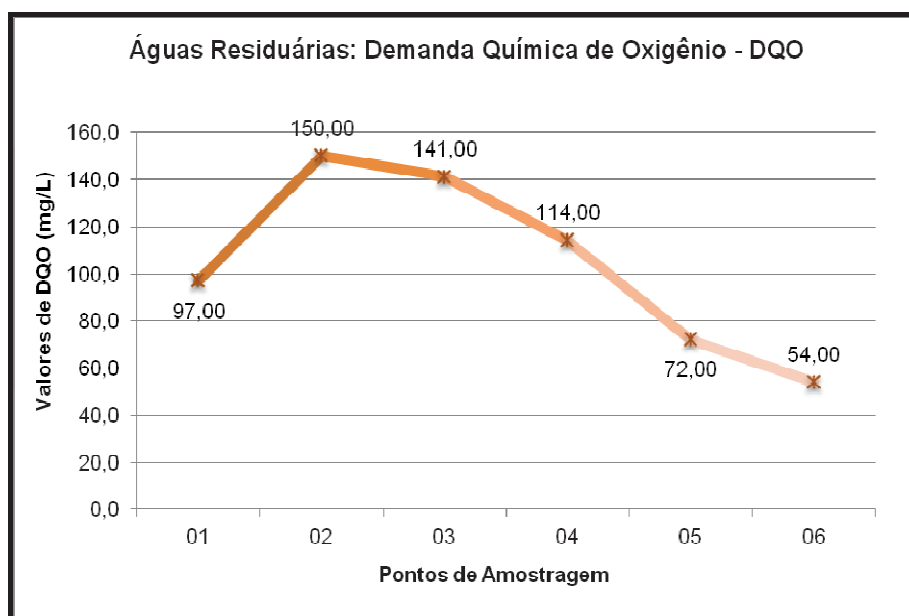


Figura 37: Variação da DQO do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

Nascimento (1996) menciona que valores para demanda química de oxigênio menores do que 1.000 mg O₂/L são considerados pequenos para efluentes industriais, como é o caso do material analisado, cuja maior DQO foi verificada para o Ponto 02, com 150 mg O₂/L. À medida que o efluente avança pelo sistema, os compostos orgânicos são degradados por vias químicas e biológicas, dando origem a compostos mais simples. Consequentemente há uma diminuição progressiva da DQO do efluente, até seu lançamento no córrego. A eficiência global observada para este parâmetro é de 55,67% (*Figura 38*).

A legislação federal não estabelece limites para a demanda química de oxigênio em efluentes tratados, bem como não utiliza tal parâmetro para a definição de classes de uso para os corpos-d'água naturais. Embora no Estado de São Paulo também não haja tais especificações, alguns estados estabelecem valores orientadores de DQO: no Rio de Janeiro, a concentração permitida para o lançamento de efluentes é dependente do tipo de atividade industrial exercida; enquanto no Rio Grande do Sul os valores de DQO devem ser inversamente proporcionais à carga orgânica presente no efluente. Em Minas Gerais é estabelecida a concentração máxima de 90 mg O₂/L (CETESB, 2011; GIORDANO, 2004).

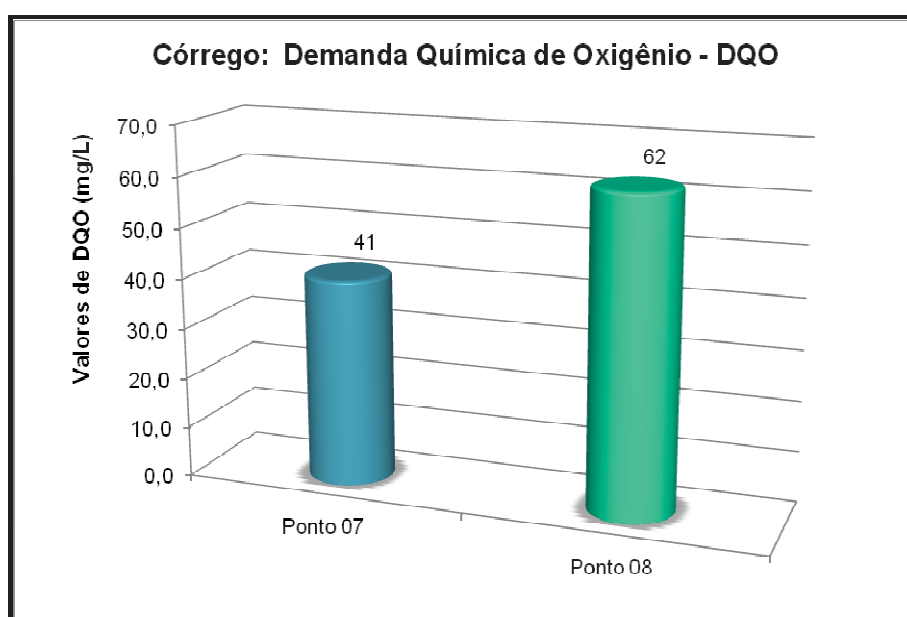


Figura 38: Valores comparativos da DQO quantificada à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

O lançamento do efluente do frigorífico no córrego local elevou a DQO em mais de 150%. Apesar desse aumento, a DQO observada no Ponto de Amostragem 8 possivelmente não apresenta efeitos deletérios para os ecossistemas aquáticos, se considerada a concentração de oxigênio dissolvido citada no item anterior.

5.10. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio, assim como as concentrações observadas para o OD, não sofreu alterações significativas ao longo do sistema de tratamento. O efluente analisado não apresentou valores elevados, como era esperado devido à constituição do efluente, e considerando o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 para efluentes sanitários, de 120 mg/L, o potencial poluidor do efluente coletado é mais baixo do que águas residuárias de origem doméstica.

No entanto, a mesma resolução estabelece a redução de 60% na DBO de efluentes industriais antes do seu lançamento em corpos-d'água, o que não ocorre no sistema de tratamento já instalado na empresa, o qual mantém níveis constantes desse parâmetro em todos os pontos analisados. Os valores obtidos de DBO para os Pontos 01 e 06 do sistema de tratamento de efluentes do frigorífico indicam uma diminuição de apenas 0,44% (*Figura 39*).

Em contrapartida, o valor equivalente à DBO característico da água do córrego apresentou-se mais elevado do que o esperado para cursos-d'água impolutos (CETESB, 2011). Se considerada apenas a demanda bioquímica de oxigênio, o córrego receptor não poderia ser enquadrado na Classe 02, mesmo anteriormente ao lançamento do frigorífico (CETESB, 2011; SÃO PAULO, 1977).

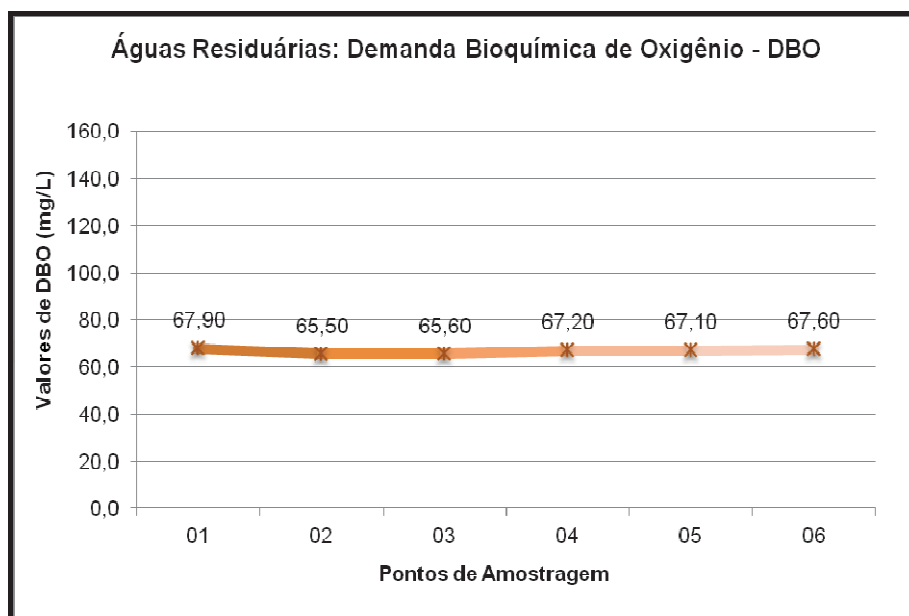


Figura 39: Valores comparativos demonstrando a variação de DBO do efluente ao longo do sistema de tratamento do frigorífico.

Esse resultado pode ser decorrente da existência de pastagens nos limites da microbacia formadora do córrego, cuja mata ciliar apresenta-se bastante fragmentada. Tais condições facilitam a percolação e o escoamento de substâncias poluentes para os cursos-d'água superficiais.

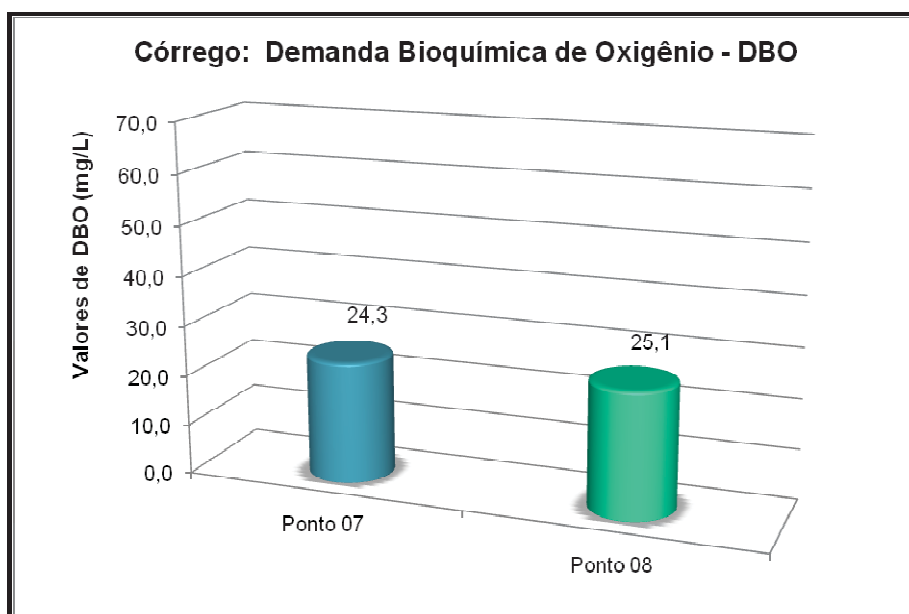


Figura 40. Valores comparativos da DBO no córrego, à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

Estudos de qualidade das águas indicam maiores concentrações de DBO em áreas comprovadamente afetadas pelo lançamento de esgotos sanitários (PALMA-SILVA, 2006).

Comparando-se os valores de DQO – inferência à quantidade total de matéria orgânica, e DBO – inferência à quantidade de matéria orgânica biologicamente degradável, é possível deduzir o grau de biodegradabilidade do efluente estudado, o qual é maior à medida que o valor da DBO se aproxima da DQO (CETESB, 2011; NASCIMENTO, 1996, PALMA-SILVA, 2006).

A aplicação de tratamentos biológicos para efluentes torna-se viável se a relação DQO/DBO é equivalente a 3/1, ou menor. Valores muito elevados indicam grandes possibilidades de insucesso, uma vez que a fração não-biodegradável, além de muito maior, pode induzir a efeitos inibitórios ou tóxicos sobre a biomassa ativa no sistema de tratamento (CETESB, 2011). O efluente bruto do frigorífico, correspondente ao Ponto 01 apresentou, para a amostra simples obtida, uma relação DQO/DBO de 1,42/1.

5.11. Coliformes Totais e *Escherichia coli*

A determinação da presença e quantidade de bactérias do grupo coliforme em águas residuárias é realizada como um parâmetro indicativo da existência de microrganismos patogênicos (VASCONCELOS, 2010; PALMA-SILVA, 2006). A constatação de colônias de *E. coli* é fundamental para a confirmação acerca da origem fecal dos resíduos analisados, pois trata-se de uma espécie do trato intestinal de animais endotérmicos (CETESB, 2011).

As Figuras 41 e 42 evidenciam a quantificação das colônias mencionadas nas amostragens obtidas.

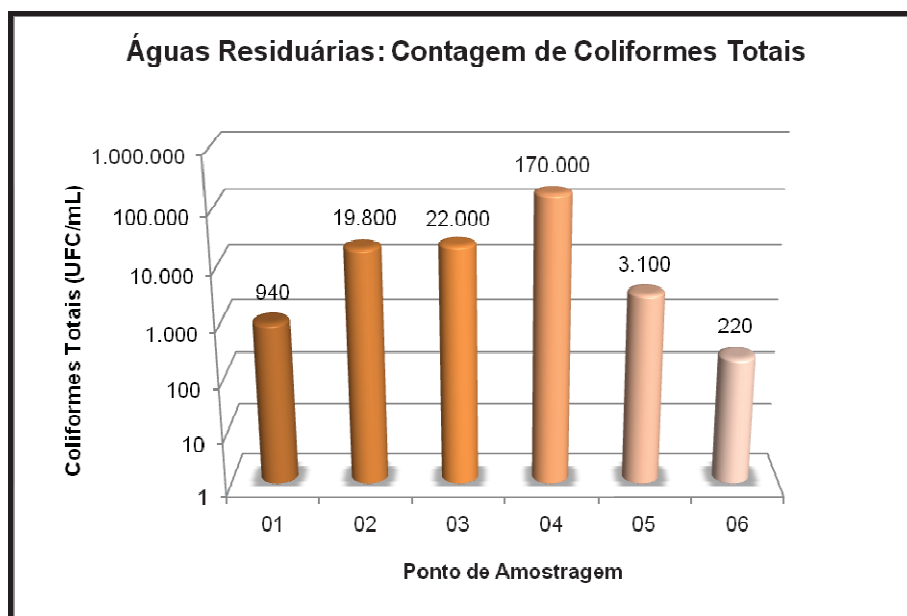


Figura 41: Valores de unidades formadoras de colônias de coliformes, representadas em eixo com progressão exponencial, ao longo do sistema de tratamento de efluentes do frigorífico.

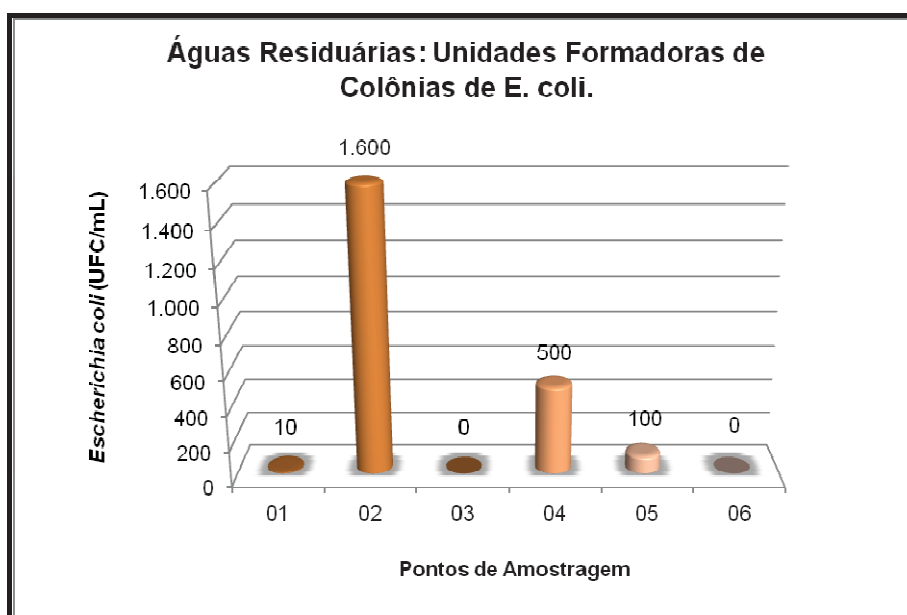


Figura 42: Valores de unidades formadoras de colônias de E. coli ao longo do sistema de tratamento de efluentes do frigorífico.

O efluente analisado do frigorífico tem sua origem exclusivamente nos processos industriais, os quais não incluem a lavagem de epidermes intestinais. O esgoto sanitário gerado pelos funcionários é tratado em sistemas isolados. Dessa forma, os coliformes observados no Ponto 01 são decorrentes da lavagem dos

equipamentos da indústria, bem como da matéria-prima descartada devido à baixa qualidade (BALBANI, 2001). Tal fato é comprovado pela ausência de unidades formadoras de *E. coli* para o mesmo ponto de amostragem.

O número de unidades contadas para Pontos 02 e 03 é quase constante, indicando a existência de um sistema biológico relativamente estável. Para o Ponto 02 verifica-se o maior número obtido para colônias de *E. coli*, provavelmente decorrente do aporte externo de dejetos fecais. O sistema de tratamento está localizado a céu aberto, e a circulação de gado, cães e aves é livre (CETESB, 2011).

O aumento súbito de colônias para o Ponto 04 poderia ter ocorrido em virtude da eliminação de organismos concorrentes na Lagoa de Estabilização 03, e consequente proliferação das espécies coliformes, ou, ainda, ao aporte externo de microrganismos, conforme ocorreu para o Ponto 02.

Para os pontos 05 e 06 é observável o declínio da população de coliformes e *E. coli*. Esse fator pode ser atribuído à alta oxigenação obtida pelos processos fotossintetizantes, à insolação devido à queda da turbidez do efluente, à competição ecológica, ou mesmo à diluição do efluente nas últimas lagoas de estabilização. (MASCARENHAS, 2004). Verifica-se, portanto, uma eficiência global de 23,4% na remoção de coliformes, e 99,9% da remoção de *E. coli* de origem exógena. Ambos os parâmetros atendem os limites exigidos na legislação estadual, mais rígida que a federal. O número mais provável de coliformes por litro de efluente não deve ultrapassar 5.000, dos quais um máximo de 1.000 pode ser de origem fecal (*E. coli*) (SÃO PAULO, 1977).

O lançamento do efluente no córrego ocasionou aumento para os dois grupos: o número de colônias coliformes para jusante do despejo dobrou em relação à montante; para *E. coli* o aumento mensurável verificado à jusante foi de vinte unidades formadoras de colônias, enquanto a montante não foi quantificada nenhuma unidade (*Figura 43*).

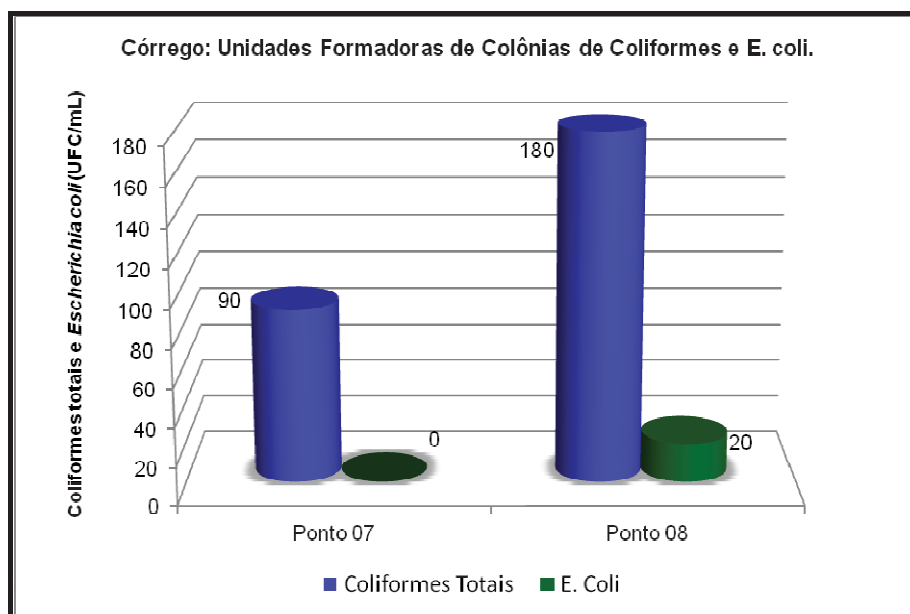


Figura 43: Valores comparativos das unidades formadoras de colônias de coliformes totais e E. coli no córrego, à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

5.12. Ensaio de Toxicidade

A caracterização de águas residuárias provenientes da industrialização de carne, conforme mencionado na bibliografia, é constituída em grande parte por matéria orgânica e nutrientes. Diante deste fato, foi implantado no frigorífico um sistema de tratamento composto por lagoas de estabilização, nas quais seria realizada a degradação biológica dos efluentes.

As análises químicas executadas neste estudo confirmaram a presença de grande quantidade de matéria orgânica, mas reduzidas taxas de mineralização do efluente. Então foi cogitada a possibilidade da ocorrência de efeitos tóxicos dos despejos do frigorífico, a ponto de inibir a atividade degradadora dos microrganismos heterotróficos.

O teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* tem sido amplamente empregado para a avaliação toxicológica de sistemas límnicos e residuários, devido à confiabilidade, agilidade e a praticidade metodológica (RODRIGUES, 2009; CESAR, 1997). Por estas razões optou-se pela realização de um bioensaio com a referida espécie. Os resultados obtidos estão na *Tabela 08*.

Tabela 08: Valores de Toxicidade Aguda para o Efluente do Frigorífico, utilizando *D. similis*.

EFLUENTE		
Ponto de Amostragem	CE(50)	UT
Ponto 01	92,83	1,08
Ponto 02	87,27	1,14
Ponto 03	63,84	1,57
Ponto 04	71,30	1,40
Ponto 05	87,81	1,14
Ponto 06	-	-
CÓRREGO		
Ponto de Amostragem	CE(50)	UT
Ponto 07	-	-
Ponto 08	-	-

O efluente apresentou graus semelhantes de toxicidade para todos os pontos amostrados, com exceção do Ponto 06. Para os Pontos 01, 02 e 05, são necessárias grandes concentrações do efluente para desencadear efeitos tóxicos em *D. similis*. As amostragens dos Pontos 03 e 04, os quais representam as saídas das Lagoas de Estabilização 02 e 03, respectivamente, apresentaram maior toxicidade.

Observa-se um aumento progressivo de unidades tóxicas desde o Ponto 01 até o Ponto 03, com posterior regressão até o Ponto 06, no qual não foi verificada toxicidade. Conclui-se que as Lagoas de Estabilização 03 04 e 05 são capazes de anular o efeito tóxico do efluente, e seu lançamento no córrego não ocasionará, para este parâmetro, efeitos deletérios no ecossistema aquático (Pontos 07 e 08), atendendo os padrões legislativos (CONAMA, 2011).

Esses dados indicam que os índices de mineralização do efluente nas lagoas intermediárias de estabilização apresentaram-se deficientes para a maioria dos parâmetros analisados devido a possíveis efeitos tóxicos exercidos sobre a biomassa ativa. A maioria dos trabalhos desenvolvidos determina o nível tóxico dos efluentes já tratados e lançados em corpos hídricos. Apenas na última década surgiram trabalhos cujo enfoque inclui também a toxicidade como um fator interveniente durante o tratamento de águas residuárias (DAMATO, 1997).

O potencial tóxico de alguns compostos de uso agrícola foi avaliado em *D. similis*: a permetrina apresentou uma CE(50) de 0,30, enquanto para o aldicarbe a mesma variável foi quantificada em 0,464. Rodrigues et al (2009) avaliaram a toxicidade de corpos hídricos naturais, relatando um valor máximo de 2,0 UT. Analisando-se tais valores, o efluente originado no frigorífico possui um potencial tóxico mais semelhante a um curso hídrico do que a um agrotóxico. Os corantes alimentícios foram citados por Marmitt et al (2010) como compostos resistentes à biodegradação, relacionados a ocorrências de enfermidades humanas. Para estes compostos o tratamento biológico convencional torna-se inadequado. Em processos de higienização, Pacheco (2006) menciona alguns compostos tensoativos cujos subprodutos são recalcitrantes e tóxicos, tais como o alquil-benzeno-sulfonatos lineares (LAS) e nonil-fenol-etoxilato (NFE). O acúmulo de gorduras também é citado na bibliografia como um fator de toxicidade para os microrganismos degradadores (GIORDANO, 2004). Nitrito e amônia, sob determinadas condições, apresentam efeitos tóxicos para a biota aquática e para a população humana (PALMA-SILVA, 2006).

Estudos adicionais são necessários para estabelecer se a causa de tais resultados consiste no próprio efluente do frigorífico ou se há o acúmulo de materiais nas primeiras lagoas, os quais prejudicam os microrganismos degradadores. Estabelecida a origem dos efeitos tóxicos deve-se analisar a intensidade e os prováveis atuantes, sinérgicos ou não, para a toxicidade de um efluente bruto cujos parâmetros físico-químicos não são muito diferenciados dos padrões aceitos em legislação para o lançamento em corpos d'água naturais.

As dificuldades na determinação do potencial de toxicidade de um efluente residem no fato de que uma comparação descritiva dos parâmetros físico-químicos isolados não é suficiente para o completo entendimento de sua carga tóxica; há a necessidade de se avaliar o conjunto de interações que interferem na biodisponibilidade dos contaminantes (RODRIGUES, 2009).

5.13. Índice de Qualidade da Água (IQA)

O IQA é comumente calculado e utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB primordialmente para direcionar o planejamento e a execução de políticas necessárias à conservação dos recursos hídricos. Os resultados são divulgados para a população em geral, visando à difusão do conhecimento acerca da qualidade dos corpos-d'água superficiais para consumo ou balneabilidade (CETESB 2011).

A determinação do IQA do efluente foi realizada para efeitos de comparação com os dados disponíveis em trabalhos semelhantes. Já o IQA do córrego foi calculado para compreender o grau interferência exercido sobre esse recurso hídrico pelo frigorífico e, adicionalmente, auxiliar na formação de um banco de dados acerca da situação em que se encontra a Bacia do Rio Corumbataí, em termos de uso do solo e qualidade das águas superficiais.

Os resultados obtidos para o efluente estão listados na *Tabela 09*.

Tabela 09: Índice de Qualidade da Água calculado para o Efluente do Frigorífico

Ponto de Amostragem	IQA
Ponto 01	29
Ponto 02	28
Ponto 03	30
Ponto 04	24
Ponto 05	24
Ponto 06	28

Considerando a natureza residuária das amostras coletadas, a qualidade ruim já era esperada. No entanto o estabelecimento de um sistema de tratamento tem o intuito de aumentar a qualidade dos efluentes lançados no meio ambiente e, portanto, esperava-se também o aumento da qualidade para Ponto 06, o qual consiste no efluente final (VON SPERLING, 2005). Os valores obtidos revelam a

ineficiência global do sistema em elevar a qualidade da água, pois o efluente bruto possui uma unidade adicional de qualidade em relação ao efluente tratado.

Neste caso, não deve ser desconsiderada a metodologia de amostragem simples, indicando a caracterização apenas pontual do efluente bruto, sem considerar as alterações diárias e sazonais ao qual os procedimentos industriais são submetidos. Uma amostra composta seria mais representativa da real qualidade do efluente bruto produzido no frigorífico.

Em decorrência do lançamento de um efluente de qualidade ruim, o IQA do córrego também foi reduzido, conforme demonstrado na *Figura 44*.

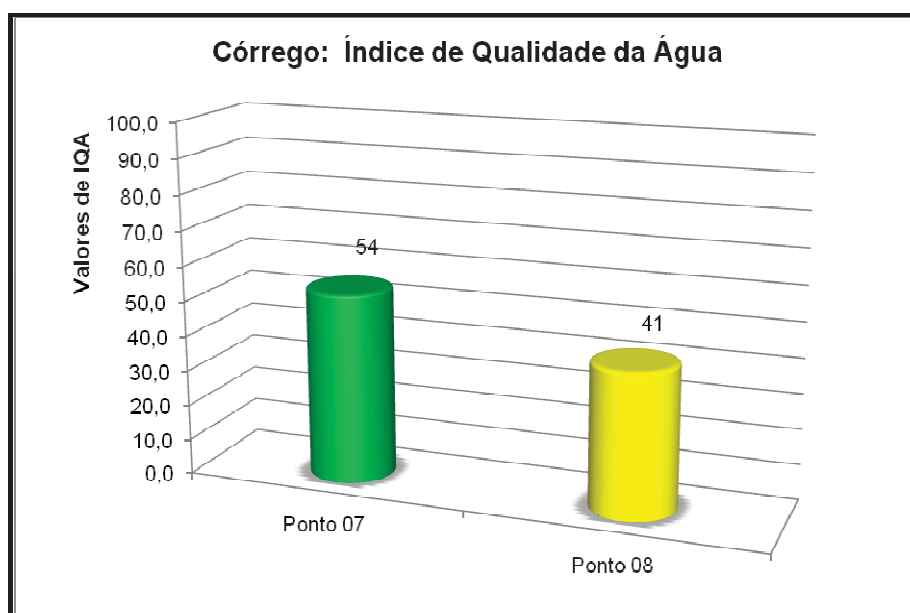


Figura 44: Valores comparativos do IQA do córrego, à montante do lançamento do efluente (Ponto 07) e à jusante do mesmo (Ponto 08).

Segundo a classificação da CETESB (2011), a qualidade das águas do córrego é considerada **BOA** à montante do lançamento do efluente do frigorífico. Porém o potencial degradador do mesmo, evidenciado neste trabalho, reduziu a qualidade das águas superficiais para **REGULAR**.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos pode-se concluir:

- O potencial hidrogeniônico do efluente bruto apresentou-se neutro, indicando que, no momento da coleta, não foi executado nenhum procedimento de limpeza, nas quais utiliza-se agentes sanitizantes de caráter básico. Ao longo do processo de tratamento esse parâmetro foi mantido próximo a neutralidade, evidenciando seu potencial tamponante, o qual favorece o estabelecimento da biomassa ativa. O lançamento do efluente não alterou significativamente o pH do córrego receptor.
- Considerando-se os valores de condutividade e sólidos totais (voláteis e fixos), a passagem pelo sistema de tratamento deteriorou a qualidade do efluente. As Lagoas de Estabilização 01, 02 e 03 (Pontos de Amostragem 02, 03 e 04 respectivamente), e elevaram progressivamente a concentração destes parâmetros. O tratamento subsequente, promovido pelas Lagoas 04 e 05 (Pontos 05 e 06) não foi suficiente para remover a condutividade e a concentração de sólidos, até os limites exigidos em legislação, e o lançamento ocasionou a diminuição da qualidade do córrego receptor (Pontos 07 e 08). Entre os sólidos totais, observou-se grandes proporções de sólidos voláteis para todos os pontos amostrados no sistema de tratamento, inferindo às baixas taxas de degradação da matéria orgânica.
- O efluente bruto apresentou turbidez satisfatória. Ao longo do sistema ocorreu elevação desse parâmetro nas lagoas intermediárias (Pontos 02 e 03), compensado pelas lagoas subsequentes. Para o córrego receptor a turbidez manteve-se dentro dos limites exigidos em legislação. Ressalta-se, no entanto, o aumento de 88,13% em relação à turbidez mensurada à montante do lançamento do efluente.

- A concentração de cloretos acompanhou os valores de condutividade prescritos. O grande aumento observado nos Pontos 02, 03 e 04 não foi compensado nas lagoas subseqüentes. O lançamento do efluente ocasionou a desadequação do córrego definido como de Classe 02.
- Para os compostos nitrogenados, obteve-se o característico aumento nos Pontos 02, 03 e 04 apenas para a amônia, com posterior redução. O lançamento do efluente para este composto está em conformidade com a legislação vigente; no entanto, o córrego apresentou concentrações mais elevadas do que o exigido para recursos hídricos de Classe 02, mesmo à montante do lançamento do efluente, em decorrência do provável aporte de matéria orgânica originada nos pastos que o cercam. Para nitritos e nitratos, não foram quantificadas concentrações lineares, tanto para o efluente tratado quanto para o córrego são mantidos os padrões definidos na legislação.
- A determinação do fósforo foi realizada por meio da quantificação de fosfatos, cuja concentração aumentou progressivamente até o Ponto de Amostragem 04, com posterior decaimento. Considerando a importância desse parâmetro no controle de processos eutróficos, o lançamento do efluente torna inadequado o aporte de fósforo no córrego receptor.
- Devido aos processos degradadores esperados para o sistema de tratamento, foi prevista a depleção na disponibilidade de oxigênio dissolvido no efluente. No entanto essa alteração não foi observada: a concentração de OD aumentou de forma progressiva ao longo do sistema, mas mantendo baixos valores absolutos. A concentração de sais pode constituir um fator que dificulta a dissolução de OD na água, mantendo a estabilidade observada. O aumento observado para o Ponto 06 é decorrente da produção endógena de oxigênio através da fotossíntese.

- ✚ O sistema de tratamento apresentou eficiência global satisfatória, se comparado aos outros parâmetros, para a Demanda Química de Oxigênio. Observou-se a elevação nos valores de DQO apenas no Ponto 02. Para o restante, a DQO diminui linearmente. Ainda assim, para o córrego verificou-se elevação de 150% em DQO.
- ✚ Para a DBO, obteve-se valores constantes ao longo de todo o sistema de tratamento, sem significância. Se comparados aos limites estabelecidos para o esgoto doméstico, a DBO no efluente tratado estaria adequada. No entanto, a legislação exige uma remoção global de 60% para efluentes industriais. A DBO do córrego manteve-se praticamente constante à montante e à jusante do lançamento, devido ao provável aporte de matéria orgânica de outras fontes.
- ✚ Para os parâmetros biológicos foram quantificados os coliformes totais e *E. coli*. A contagem de unidades formadoras de colônias de coliformes foi bem expressiva para todos os pontos, mas principalmente para o Ponto de Amostragem 04. As colônias observadas de *E. coli* foram pontuais ao longo do sistema, e muito provavelmente possuíram origem exógena. O lançamento do efluente elevou os dois parâmetros de qualidade do córrego. Não obstante, as águas permaneceram em conformidade com a legislação.
- ✚ Foram observadas cargas tóxicas para *D. similis* nos pontos de amostragem de 01 a 05. Este fato poderia explicar as elevadas concentrações de matéria orgânica (sólidos voláteis) e a constante DBO observada ao longo de todo o sistema de tratamento, através da inibição da biomassa ativa. Para o Ponto 06, o qual consiste no efluente tratado, e para os Pontos 07 e 08 (montante e jusante do lançamento no córrego, respectivamente), não foi detectada toxicidade, conforme exigido em legislação.

✦ O IQA foi mensurado para o efluente a fim de se obter subsídios para comparação com outros trabalhos, considerando-se que a utilização do referido índice é difundida. Para o córrego, objetivou-se constituir parte de um banco de dados referentes à qualidade da bacia do Rio Corumbataí, bem como de uso do solo. Como esperado a qualidade do efluente bruto foi classificada como ruim. No entanto, não houve melhora no índice para o efluente tratado. Em decorrência disso, o córrego, cuja qualidade à montante do lançamento foi considerada Boa, passou a ser Regular, à jusante do mesmo.

Analisando-se todos os dados, verifica-se que o sistema implantado pelo frigorífico não diminui as principais cargas poluentes verificadas no efluente tratado, ocasionando relevante impacto no córrego receptor. Adicionalmente, verifica-se a utilização de uma área muito grande para este sistema, que poderia ser diminuída com a aplicação de técnicas primárias adicionais, como a remoção física dos sólidos flutuantes, ou a submissão do efluente a tratamentos químicos que aumentassem a sua degradabilidade. A manutenção adequada das lagoas de estabilização também auxiliaria no aumento da eficiência total no sistema.

Em relação ao estudo realizado, algumas recomendações para trabalhos futuros são sugeridas: a amostragem simples de efluentes de indústrias alimentícias não é representativa, havendo a necessidade de coletas compostas. Dependendo do ramo industrial, um estudo temporal torna-se mais eficiente.

A amostragem obtida à jusante do lançamento deve ser realizada após a zona de mistura do efluente, para evitar dados enganosos e superestimados quanto à concentração dos parâmetros de qualidade da água.

À empresa, aconselha-se a busca por alternativas sanitizantes que dispensam ou diminuem o consumo de água, o que tornaria suas atividades mais viáveis não só do ponto de vista econômico, mas também do ponto de vista ambiental.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Portal de Qualidade das Águas: Enquadramento dos Corpos-d'Água – Bases Legais**. Brasília: ANA, 2011. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Padres/enquadramento_baseslegais.aspx>. Acesso em 19/09/2011.

ANGELIS, D. F.; CORSO, C. R.; BIDÓIA, E. D. Eletrólise de Resíduos Poluidores. I - Efluente de uma Indústria Liofilizadora de Condimentos. **Química Nova**, v. 21, n. 1, 1998.

BALBANI, A. P. S.; BUTUGAN, O. Contaminação Biológica de Alimentos. **Pediatrics**. São Paulo, v. 23. n. 04, p. 320 – 328. 2001.

BEATRICI, A. C. **Avaliação da fertilidade e sensibilidade de *Daphnia similis* e *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) submetidas a diferentes tipos de dietas e meios de cultivo**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004, 37f.

BRAILE, P. M. CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. CETESB: São Paulo, 1979.

BRASIL, Ministério da Saúde, Secretaria de Atenção à Saúde, Departamento de Atenção Básica. **Política Nacional de Alimentação e Nutrição**. 2ª ed. Rev. Brasília: Ministério da Saúde, 2003. 48 p. (Série B. Textos Básicos de Saúde).

BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria Número 518, de 25 de Março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e da outras providências. *DOU*: Brasília, 2004.

BUARQUE, S. C. **Construindo o desenvolvimento Local Sustentável: Metodologia de Planejamento**. 4ª edição. *Editora Garamond*: Rio de Janeiro, 2008.

BUSS, D., F.; BAPTISTA D., F.; NESSIMIAN, J., L. **Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios**. *Caderno de Saúde Pública*, Volume 19, Número 02. Rio de Janeiro, 2003.

CANADA, HEALTH CANADA. **Guidelines for Canadian Drinking Water Quality**. Water Quality – Reports and Publications. Environmental; Workplace Health. Disponível em <<http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/index-eng.php>>. Acesso em 02/04/2011.

CASTRO, A. L.; COELHO, M. A. Z.; LEITE, S. G. F. Utilização de Reator Batelada Sequencial (RSB) para remoção de nitrogênio em efluentes contendo altas concentrações de sal. In: Simpósio Nacional de Fermentações, 14. Florianópolis. **Trabalhos Completos...** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.

CAVALCANTE, N. **40 anos do IEL na Trajetória da Indústria do Brasil**. Brasília: IEL, 2009.

CCOPA RIVERA, E. A. **Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia de Alimentos. Universidade Estadual de Campinas. *Unicamp*: Campinas, 2003.

CEAPLA – CENTRO DE ANÁLISE E PLANEJAMENTO AMBIENTAL. **Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí**. Disponível em <<http://ceapla2.rc.unesp.br/atlas>>. Acesso em 29/08/2011a.

_____. **Dados Registrados pela Estação Meteorológica**. Instituto de Geociências e Ciências Exatas. *UNESP*: Rio Claro, 2011b.

CESAR, A.; SILVA, S. L. R.; SANTOS, A. R. **Testes de toxicidade aquática no controle da poluição**. Santos: UNISANTA, 1997. 37 p.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Norma L5.018 – Teste de Toxicidade Aguda com *Daphnia similis***. São Paulo, 1991, 33p.

_____. **Água: Informações**. *CETESB*: São Paulo, 2010a Equipe Técnica de Rosângela Pacini Modesto. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/informacoes.asp>>. Acesso em 27/09/2010.

_____. **Relatório de Qualidade das Águas Subterrâneas do Estado de São Paulo: 2007 – 2009**. Equipe Técnica de Rosângela Pacini Modesto. *CETESB*: São Paulo, 2010 b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/informacoes.asp>>. Acesso em 27/09/2010.

_____. **Qualidade das Águas Superficiais no Estado de São Paulo: 2010**. Série Relatórios. *CETESB*: São Paulo, 2011.

CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E.; TRUSSEL, R. R. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21^a ed., Washington: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), Water Environment Federation (WEF), 2005.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, Ministério do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA**: Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 19/09/2011.

CORTEZ, A. T. C.; ORTIGOZA, S. A. G. (Org.) **Consumo Sustentável: Conflitos entre Necessidade e Desperdício**. Editora Unesp: São Paulo, 2007.

DAMATO, M.; SOBRINHO, P. A.; MORITA, D. M. Determinação da toxicidade aguda de efluentes de refinaria de petróleo em diversas etapas de tratamento para *Daphnia similis*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19, 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...**: Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. p. 199 - 212.

DEZOTTI, M. (Coord.) **Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos**. Rio de Janeiro, Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ, v. 5, 2008. 360 p.

DOWBOR, L. TAGNM, R. A. (Org.) **Administrando a água como se fosse importante: gestão ambiental e sustentabilidade**. Editora SENAC: São Paulo, 2005.

FIGUEIREDO, M. C. B., et al. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 02, p. 167 – 174, abr. / jun., 2005.

_____. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 04, p. 399 – 409, out. / dez., 2007.

GIORDANO, G. **Tratamento e Controle de Efluentes Industriais**. Apostila de Curso. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Rio de Janeiro: UERJ, 2004. 81 p.

GOULART, M. D. C.; CALLISTO M. **Bioindicadores de Qualidade da Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental**. *Revista da FAPAM*, Ano 02, Número 01: 2003.

GURGEL, A. M. **Framework dos cenários de risco no contexto da implantação de uma refinaria de petróleo em Pernambuco**. 30 p. Monografia (Residência Multiprofissional em Saúde Coletiva). Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, Recife, 2009.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. (Org.) **Abastecimento de Água para Consumo Humano**. Editora UFMG: Belo Horizonte, 2006.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa de Orçamentos Familiares: 2008-2009**. Diretoria de Pesquisas. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

LEONARDO, M. et al. Estado nutricional e componentes da produção de plantas de pimentão conduzidas em sistemas de fertirrigação durante a indução de estresse salino em cultivo protegido. **Bragantia**. Campinas, v. 67, n. 04, p. 883 – 889, 2008.

MAGANHA, M. F. B. **Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos**. São Paulo: CETESB, 2006. 95 p.

MARMITT, S.; PIROTTA, L. V.; STÜLP, S. Aplicação de fotólise direta e UV / H₂O₂ a efluente sintética contendo diferentes corantes alimentícios. **Química Nova**. São Paulo, v. 33, n. 02, p. 384 – 388, jan. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-40422010000200027&script=sciarttext>. Acesso em 19/09/2011.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 09, n. 01, p. 45 – 54, jan. / mar., 2004.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v. 03, n. 04, p. 33 – 38, out. / dez. 2002.

MOTHEO, D. F. **Estudo Limnológico na Represa Carlos Botelho (Itirapina / Brotas – SP): uma reavaliação comparativa do sistema lodo-broa**. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia; Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, 2005.

NASCIMENTO, R. A. **Desempenho de Reator Anaeróbio de Manta de Lodo Utilizando Efluentes Líquidos de Indústria Alimentícia**. 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Área de Concentração Recursos Hídricos e Saneamento) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1996, 117 f.

NUVOLARI, A. **Esgoto Sanitário. Coleta, Transporte, Tratamento e Reuso Agrícola**. CEETEPS, FATEC – SP, FAT. 1ª Edição. Ed. Edgard Blucher Ltda: São Paulo, 2003.

OAS – ORGANIZATION OF AMERICAN STATES. **Declaração Universal dos Direitos Humanos**: Tradução oficial por United Nations High Commissioner for Human Rights. Disponível em: <http://www.oas.org/dil/port/1948%20Declara%C3%A7%C3%A3o%20Universal%20dos%20Direitos%20Humanos.pdf>. Acesso em: 19/09/2011.

PACHECO, J. W. **Guia Técnico Ambiental de Frigoríficos – Industrialização de Carnes (Bovina e Suína)**. São Paulo: CETESB, 2006. 85 p.

PALMA-SILVA, G. M. **Relação dos Indicadores Microbiológicos com Outros Parâmetros Limnológicos no Rio Corumbataí, SP, no Intuito de Propor um Modelo Matemático para Gestão Ambiental**. Tese de Doutorado. Microbiologia Aplicada, Departamento de Microbiologia, Instituto de Biociências. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Campus Rio Claro. UNESP: Rio Claro, 2006.

PARENTE, A. H.; SILVA, E. A. B. Redução de efluentes líquidos na indústria alimentícia. **Revista química & tecnologia**, Recife, v. 1, n. 1, p. 58 – 67, Jul. / Dez 2002.

PEREIRA, A. A. **Avaliação da Qualidade da Água: Proposta de um Novo Índice Alicerçado na Lógica Fuzzy**. Tese de Doutorado, Pós-Graduação em Ciências da Saúde. UNB: Brasília, 2010. 170 páginas.

PIÃO, A. C. S.; ANGELIS, D. F.; NALIN D. A.; GODOI, D. R. **Modelo Estatístico Para Avaliar Tendências Mediante Análise Dos Parâmetros Do Cálculo Do Índice De Qualidade De Água**. 8th Brazilian Conference on Dynamics Control And Applications. *Dincon*: Bauru, 2009.

PIRES, A., S., T. **Evolução das Ideias da Física**. Editora Livraria da Física: São Paulo, 2008.

PRADO, R. B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do Reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestapo de recursos hídricos**. 177 p. Tese (Doutorado em Engenharia; Área de Concentração em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade São Paulo, 2004.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3^a Edição. São Paulo: Editora Escrituras, 2008.

RODRIGUES, D. O.; SILVA, S. L. R.; SILVA, M. S. R. Avaliação ecotoxicológica preliminar das águas das bacias hidrográficas dos Rios Tarumã, São Raimundo e Educandos. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 04, p. 935 – 942. 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v39n4/v39n4a21.pdf>>. Acesso em 19/09/2011.

RUSSEL, J. B.; BROTTTO, M. (coord.). Química Geral. Trad. Márcia Guekezian et al. São Paulo: Makron, 1994, 2. v.: il.

SANTOS, J. G. P. **Disponibilidade de Nitrogênio para o Milho em Latossolo Vermelho**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. UNB: Brasília, 2008. 70 p.

SANTOS, M. S.; RIBEIRO, F. M. **Cervejas e Refrigerantes**. São Paulo: CETESB, 2005. 58 p.

SÃO PAULO. Secretaria de Economia e Planejamento, Coordenadoria de Ação regional, Divisão de Geografia. **Folha SF-23-Y-A-I-4-NE-E**: Ribeirão do Jacutinga. São Paulo, 1979. 1 mapa. PB, 65 x 85 cm. Articulação 063/090. Escala 1:10.000. (Plano Cartográfico do Estado de São Paulo).

_____. Secretaria de Economia e Planejamento, Coordenadoria de Ação regional, Divisão de Geografia. **Folha SF-23-Y-A-I-4-SE-A**: Rio Claro I. São Paulo, 1979. 1 mapa. PB, 65 x 85 cm. Articulação 064/090. Escala 1:10.000. (Plano Cartográfico do Estado de São Paulo).

_____, Ministério Público. Áreas de Atuação: Urbanismo e Meio Ambiente, Legislação Estadual, Decretos Estaduais, **Decreto Nº 10.755**, de 22 de novembro de 1977. São Paulo, 1977. Disponível em:

http://www.mp.sp.gov.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_decretos/Decreto%20n%C2%BA%2010755-77.htm.

Acesso 19/09/2011.

SILVA, A. M. **Avaliação ecotoxicológica do agrotóxico permetrina através de ensaios de toxicidade com invertebrados aquáticos**. 2005. 162 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Materiais) – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade São Paulo, São Paulo, 2005.

VASCONCELOS, V. M. M. **Caracterização dos Parâmetros de Qualidade da Água do Manancial Utinga, Belém – PA**. Dissertação de Mestrado, Ciências Ambientais. UNITAU: Taubaté, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG: Belo Horizonte, 2005

YAMANAKA, H. T. **Sucos Cítricos**. São Paulo: CETESB, 2005. 45 p.

ZILBERMAN, I. **Introdução à Engenharia Ambiental**. Canoas: *Ed. Ulbra*, 1997.

Prof^a Dr^a. Dejanira de Franceschi de Angelis

Orientadora

Prof^a Dr^a Dilza Aparecida Nalin De Oliveira Leite

Co-orientadora

Priscila Felipe Silva

Graduanda¹

¹ Versão impressa devidamente assinada.