

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

KARINA GUEDES CUBAS DO AMARAL

**CORRELAÇÃO ENTRE FATOR DE TOXICIDADE E PARÂMETROS
FÍSICO-QUÍMICOS PARA EFLUENTES DOMÉSTICOS TRATADOS**

DISSERTAÇÃO

CURITIBA
2012

KARINA GUEDES CUBAS DO AMARAL

**CORRELAÇÃO ENTRE FATOR DE TOXICIDADE E PARÂMETROS
FÍSICO-QUÍMICOS PARA EFLUENTES DOMÉSTICOS TRATADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR como requisito parcial para a obtenção do título de “Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental” – Área de concentração Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Profª Drª. Josmaria Lopes de Moraes

CURITIBA
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

A485 Amaral, Karina Guedes Cubas do
Correlação entre fator de toxidade e parâmetros físico-químicos para efluentes domésticos tratados / Karina Guedes Cubas do Amaral. — 2012.
97 f. : il. ; 30 cm

Orientadora: Josmaria Lopes de Moraes.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2012.
Bibliografia: f. 78-86.

1. Efluentes – Estações de tratamento. 2. Toxicidade – Testes. 3. Águas residuais - Purificação. 4. Toxicologia ambiental. 5. Tecnologia ambiental – Dissertações. I. Moraes, Josmaria Lopes de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. III. Título.

CDD (22. ed.) 363.7

TERMO DE APROVAÇÃO

KARINA GUEDES CUBAS DO AMARAL

CORRELAÇÃO ENTRE FATOR DE TOXICIDADE E PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS PARA EFLUENTES DOMÉSTICOS TRATADOS

Dissertação aprovada como requisito para a obtenção do grau de mestre no programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, pela seguinte banca examinadora:

Orientadora:

Prof^a. Dr^a. Josmaria Lopes de Moraes
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Membro:

Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC

Membro:

Dr. Cleverson Vitorio Andreoli
SANEPAR/FAE

Membro:

Prof^a. Dr^a. Wanessa Algarte Ramsdorf
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Curitiba, 16 de julho de 2012.

- *Documento assinado está arquivado na Coordenação do PPGCTA.*

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais que sempre me incentivaram à busca pelo conhecimento e ao meu marido pelo apoio e compreensão.

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente à Deus por estar junto neste caminho, me abençoando e dando forças.

À minha querida amiga e orientadora Professora Dr^a. Josmaria Lopes de Moraes, pela transmissão de conhecimentos, compreensão e incentivo, sempre disposta a ajudar em todos os momentos.

À todos os professores do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pelos ensinamentos nesta jornada.

À banca avaliadora da qualificação, Prof^a. Dr^a. Marlene Soares e Prof. Dr. Marcelo Real Prado, pelas ótimas sugestões de melhorias ao trabalho.

À banca avaliadora da defesa, Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli, Prof. Dr. Cleverson Vitorio Andreoli e Prof^a. Dr^a. Wanessa Algarte Ramsdorf.

À minha amiga Silvia Mara Haluch por ceder o laboratório para a realização de análises e pelas trocas de conhecimentos e conversas.

Aos meus pais pelo incentivo à busca de conhecimento, sempre me alertando sobre a importância da continuidade.

Ao meu marido que soube compreender as ausências, sempre me apoiando.

A empresa Teclab - Tecnologia em Análises Ambientais Ltda pelo apoio para viabilizar a realização das análises.

À empresa Equilíbrio Soluções Ambientais pelo apoio à esta pesquisa e pelas trocas de informações e conhecimento.

À todos os colegas do Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental.

RESUMO

AMARAL, Karina G. C. **Correlação entre fator de toxicidade e parâmetros físico-químicos para efluentes domésticos tratados**. 2012. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

No Brasil diversas estações adicionam policloreto de alumínio no lodo biológico para melhorar a eficiência da coagulação/ floculação e clarificação e adicionam hipoclorito de sódio no efluente tratado para a desinfecção. Usualmente o monitoramento das Estações é realizado em muitos casos apenas através da determinação de parâmetros físico-químicos. Neste estudo foram realizadas análises em amostras obtidas em diferentes condições operacionais de uma ETE sanitária de uma indústria localizada na região metropolitana de Curitiba. As amostras foram coletadas a fim de realizar avaliações dos parâmetros físico-químicos e de toxicidade. As amostras apresentaram resultados dentro do limite permitido pelas legislações vigentes para os parâmetros físico-químicos e eficiência de remoção de matéria orgânica representada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅). Entretanto, as amostras apresentaram toxicidade aguda nos ensaios com *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna*. A correlação de Pearson indicou que a toxicidade para a bactéria *Vibrio fischeri* foi positivamente relacionada com a concentração de alumínio (0,97) e cloro (0,93) e negativamente relacionada com a DBO₅ (-0,73). A toxicidade para a *Daphnia magna* foi negativamente relacionada com o pH (-0,89) e a DBO₅ (-0,95). Os organismos foram comparados quanto à sensibilidade aos parâmetros físico-químicos e a *D. magna* mostrou-se mais sensível aos parâmetros de pH e OD sendo que a bactéria luminescente *V. fischeri* apresentou-se mais sensível para cloro residual, DQO, DBO₅, alumínio e nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Efluentes domésticos. Toxicidade. Correlação.

ABSTRACT

AMARAL, Karina G. C. **Correlation between factor toxicity and physico-chemical wastewater treated.** 2012. 105p. Dissertation (Master's degree in Environmental Science and Technology) – Post-Graduate Program in Environmental Science and Technology, Federal University of Technology - Paraná. Curitiba, 2012.

In Brazil various stations add aluminum polychloride on biological sludge to improve the efficiency of coagulation/flocculation and clarification and add sodium hypochlorite in the treated effluent for disinfection. In this study, analyses of samples in different operational conditions of a WWTP were performed. The samples were acquired in order to carry out assessments of physicochemical parameters and toxicity. The samples were within the limits allowed by legislation, such as the physicochemical parameters and the load organic matter (BOD₅) removal efficiency. However, when toxicity assessments were performed using *Vibrio fischeri* and *Daphnia magna*, several samples showed toxicity factor. Pearson positive correlations indicated that toxicity by *Vibrio fischeri* was significantly correlated with the concentrations of aluminum (0.97) and chlorine (0.93) and negative correlations with the concentrations of biochemical oxygen demand (BOD₅) (-0.73). The toxicity to *D. magna* was negatively correlated with the pH (-0.89) and the BOD₅ (-0.95). The organisms were compared for sensitivity to physical and chemical parameters and *Daphnia magna* was more sensitive to the parameters of pH and do are the *Vibrio fischeri* had to be more sensitive to residual chlorine, COD, BOD₅, ammonia nitrogen and aluminum. Regression models were adjusted for toxicity factor as dependent variable and physicochemical parameters as independent variables.

Keywords: Domestic wastewater. Toxicity. Correlation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema simplificado de reator biológico aerado com decantador secundário onde ocorre a saída do efluente clarificado, decantação e retorno do lodo	16
Figura 2 - Organismo-teste <i>Daphnia magna</i> com 24h de idade	32
Figura 3 - Colônias de bactérias <i>V. fischeri</i> fotografadas em ambiente escuro.....	34
Figura 4 - Bioluminescência emitida pela bactéria <i>V. fischeri</i> , meio de cultivo líquido	36
Figura 5 – Esquema simplificado das principais unidades de tratamento de efluentes domésticos.	41
Figura 6 - Fluxograma da Estação de Tratamento com destaque para os locais de dosagem de policloreto de alumínio e de hipoclorito de sódio e do ponto de coleta.	43
Figura 7 - Equipamento Luminímetro - LUMISTOX300 e termobloco	50
Figura 8 - Cultivo do microcrustáceo e série de diluições para realização dos ensaios com <i>D. magna</i>	53
Figura 9 – Batelada de ensaios protegida pelo filme de PVC	54
Figura 10 – Batelada de ensaios protegida por papel alumínio	54
Figura 11 - Representação gráfica dos eixos principais (PC1 e PC2) da análise de componentes principais da matriz de correlação (<i>D. magna</i> e parâmetros físico-químicos).....	68
Figura 12 - Representação gráfica dos eixos principais (PC1 e PC2) da análise de componentes principais da matriz de correlação (<i>V. fischeri</i> e parâmetros físico-químicos).....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Planejamento das alterações do controle operacional para geração das amostras a serem utilizada.....	44
Tabela 2 - Eficiência de remoção de DQO da Estação de Tratamento de Efluentes	56
Tabela 3 - Eficiência de remoção de DBO ₅ da Estação de Tratamento de efluentes	56
Tabela 4 – Resultados das análises físico e químicas – amostras simples e composta.....	57
Tabela 5 - Resultados do ensaio de toxicidade (<i>V. fischeri</i>) - amostragem simples e composta.....	58
Tabela 6 - Resultados do ensaio de toxicidade (<i>D. magna</i>) - amostragem simples e composta.....	58
Tabela 7 - Limites máximos permitidos para lançamento de efluentes, a nível Federal e Estadual e especificados na Licença de Operação e Outorga de Lançamento da empresa analisada	60
Tabela 8 - Resultados das análises físico- químicas do efluente doméstico tratado e limites máximos permitidos para lançamento de efluentes em nível Federal e Estadual e especificados na Licença de Operação e Outorga de Lançamento da empresa analisada (vazão 3,6 m ³ .h ⁻¹).....	62
Tabela 9 – Resultados da inibição da luminescência (%) de <i>Vibrio fischeri</i> observada durante os ensaios de toxicidade das amostras de efluente doméstico tratado pelo sistema de lodo ativado.....	64
Tabela 10 - Resultados dos ensaios de toxicidade realizados com <i>D. magna</i>	65
Tabela 11 - Correlação de Pearson para análises físico – químicas e ensaios de toxicidade	66
Tabela 12 - Valores observados e preditos pela equação (12)	69
Tabela 13 - Valores observados e preditos pela equação (13)	74
Tabela 14 - Comparação da sensibilidade da <i>D. magna</i> e <i>V. fischeri</i> frente aos parâmetros físico-químicos (São considerados significativos os valores superiores à 0,67)	75

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	<i>American Public Health Association</i>
CE	Concentração Efetiva
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CENO	Concentração de efeito não observado
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CEO	Concentração de efeito observado
CI	Concentração Inibitória
CL	Concentração Letal
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
D.E.R.	Diluição do efluente no corpo receptor em %
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETED	Estação de Tratamento de Efluentes Domésticos
FATMA	Fundação do Meio Ambiente (Santa Catarina)
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental
FD	Fator de diluição
FT	Fator de toxicidade
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
NE	Não especificado
PAC	Policloreto de Alumínio
PCA	Análise de Componentes Principais
Rpm	Rotação por minuto
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
SEMA	Secretaria Estadual do Meio Ambiente
SMA	Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo

SUDERHSA Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e
Saneamento

USEPA *United States Environmental Protection Agency*

VMP Valor máximo permitido

LISTA DE SÍMBOLOS

Al	Alumínio
a	Fração orgânica removida para síntese celular
a'	Fração de oxigênio utilizado na produção de energia para síntese
b	Fração de biomassa oxidada
b'	Fração de oxigênio para oxidação da biomassa
Ca	Cálcio
Cl	Cloro
CO ₂	Dióxido de carbono
E	Eficiência de remoção (%)
FMNH ₂	RIBOFLAVINA 5 – fosfato
γ	Gama
HOCl	Ácido hipocloroso
K	Potássio
k	Taxa de remoção do substrato
Mg	Magnésio
m ³ .dia ⁻¹	Metro cúbico por dia
µg.L ⁻¹	Micrograma por litro
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
mL.L ⁻¹	Mililitro por litro
mL	Mililitro
NaOH	Hidróxido de Sódio
nm	Nanômetro
N	Nitrogênio
Na	Sódio
NH ₄ ⁺	Amônia na forma ionizada
NH ₃	Amônia na forma de gás
NTU	Unidades Nefelométricas
O ₂	Oxigênio
OCl ⁻	Íon hipoclorito
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo

pH	Potencial hidrogeniônico
R	Coeficiente de Pearson
t	Tempo
$\text{m}^3.\text{h}^{-1}$	Metro cúbico por hora

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	9
1.1	OBJETIVO GERAL	10
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
1.3	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	11
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	12
2.1	TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS	12
2.1.1	Unidades de Tratamento de Efluentes Sanitários em Pequena Escala	13
2.2	LEGISLAÇÕES AMBIENTAIS	18
2.3	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	21
2.3.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	22
2.3.2	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	22
2.3.3	Potencial Hidrogeniônico (pH)	23
2.3.4	Nitrogênio Amoniacal	23
2.3.5	Cloro Residual	24
2.3.6	Temperatura	24
2.3.7	Oxigênio Dissolvido (OD).....	25
2.3.8	Alumínio	25
2.4	EFICIÊNCIA EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE) ..	26
2.5	BIOENSAIOS DE TOXICIDADE.....	26
2.5.1	Classificação dos Bioensaios de Toxicidade	28
2.5.2	Espécies Utilizadas em Testes de Toxicidade	29
2.5.3	Expressão dos Resultados dos Testes de Toxicidade.....	30
2.5.4	Sensibilidade e Cartas Controle de Organismos Testes.....	31
2.5.5	Ensaio de Toxicidade Aguda com <i>Daphnia magna</i>	31
2.5.6	Ensaio de Toxicidade Aguda com <i>Vibrio fischeri</i>	33
2.6	ESTUDOS RELACIONADOS com TOXICIDADE DE EFLUENTES SANITÁRIOS	36
2.7	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	37
2.7.1	Coeficiente de Correlação de Pearson	37
2.7.2	Análise de Componentes Principais - ACP	39
2.7.3	Regressão Linear.....	39
3	METODOLOGIA	41
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO	41
3.2	PROCEDIMENTO PARA OBTENÇÃO DE AMOSTRAS.....	43
3.2.1	Coleta e Preservação das Amostras para Análises	45
3.2.2	Coleta e Preservação das Amostras para Ensaio de Toxicidade.....	45
3.3	ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS	46
3.3.1	Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	46
3.3.2	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO ₅)	46
3.3.3	Alumínio	47
3.3.4	Cloro residual.....	47
3.3.5	Nitrogênio amoniacal	47
3.4	DETERMINAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA	48
3.5	ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA.....	48
3.5.1	Ensaio com a Bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	48
3.5.2	Ensaio Com <i>Daphnia magna</i>	51

3.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA E DESENVOLVIMENTO DE MODELOS	55
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
4.1	EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO – DQO E DBO ₅	56
4.2	CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS SIMPLES E COMPOSTAS DE EFLUENTES TRATADOS	57
4.2.1	Análises Físico e químicas.....	57
4.2.2	Ensaio de toxicidade	58
4.3	ANÁLISES PRELIMINARES – MODIFICAÇÃO DA VAZÃO DE TRATAMENTO.....	59
4.4	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE DOMÉSTICO TRATADO	59
4.5	RESULTADO DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE.....	63
4.6	CORRELAÇÕES DAS ANÁLISES FÍSICO E QUÍMICAS E ENSAIOS DE TOXICIDADE	66
4.6.1	Correlação entre os Resultados dos Testes de Toxicidade de <i>D. magna</i> e os Parâmetros físico-químicos	67
4.6.2	Correlação <i>V. fischeri</i> e Parâmetros Físico-Químicos.....	69
4.7	COMPARAÇÃO DA SENSIBILIDADE DOS DOIS MICRORGANISMOS	74
5	CONCLUSÕES.....	76
6	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	77
	REFERÊNCIAS.....	78
	APÊNDICES.....	87
	ANEXOS.....	93

1 INTRODUÇÃO

Os efluentes sanitários representam uma parcela significativa dos efluentes lançados em corpo receptor. Estações de tratamento de águas residuárias são sistemas complexos, com diferentes fenômenos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente (BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009).

Os efluentes sanitários, mesmo quando tratados, ainda podem representar significativa fonte de poluição ambiental. Por esse motivo, além dos testes físico-químicos e biológicos, os ensaios de toxicidade são importantes ferramentas para avaliar o potencial de risco ambiental dos efluentes provenientes de estações de tratamento (REN; FRYMIER, 2003; PARVEZ; VENKATARAMAN; MUKHERJI, 2006) e ao longo do tempo, tem demonstrado a sua importância como instrumento no gerenciamento ambiental (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). Ainda, de acordo com vários autores (HERNANDO et al., 2006; KATSOYIANNIS; SAMARA, 2007; MENDONÇA et al., 2009; BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009) há a necessidade de avaliar os processos de tratamento, com especial atenção para o efeito global de descarga desses em corpos receptores.

No Brasil somente em 2005 a legislação passou a considerar o parâmetro de toxicidade para o lançamento de efluentes em corpos receptores. A Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005), no seu artigo 34, parágrafo 1º estabelece que “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente”. Essa resolução foi alterada e complementada pela Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) que, com relação à toxicidade, indicou que a definição de critérios seria atribuição do órgão ambiental competente.

No Estado do Paraná em 2006 foi editada a Portaria SEMA 19/06 (PARANÁ, 2006), na qual os efluentes industriais foram classificados de acordo com sua vazão e carga e foram exigidos monitoramentos de toxicidade. No entanto, para os lançamentos de efluentes domésticos tratados essa legislação não estabeleceu o parâmetro de toxicidade.

Com a Resolução CEMA 81/10 (PARANÁ, 2010) os efluentes industriais passaram a ter que seguir uma meta de redução progressiva de toxicidade. Para efluentes domésticos ficou definido que estes devem ser monitorados por um período de dois anos para posterior definição dos limites de toxicidade e organismos indicadores.

Neste contexto, este trabalho visa apresentar uma contribuição para aprofundar a discussão da relação entre parâmetros físico-químicos e ecotoxicológicos de efluentes domésticos tratados, por processos que usam o policloreto de alumínio e desinfecção por hipoclorito, ainda muito comum nas estações de tratamento de efluentes domésticos no Brasil e que podem contribuir para a toxicidade de organismos aquáticos.

1.1 OBJETIVO GERAL

Analisar amostras de efluentes doméstico tratado, obtidas em diferentes controles operacionais de uma Estação de Tratamento de Efluentes de pequena escala e estabelecer possíveis correlações entre parâmetros físico-químicos e fatores de toxicidade em efluentes sanitários.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Acompanhar o funcionamento do sistema de tratamento de efluentes sanitário de pequena escala e realizar amostragens de efluentes tratados em condições pré-estabelecidas;

Realizar análises físicas e químicas dos efluentes empregando os parâmetros: Demanda Química de Oxigênio(DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio(DBO₅) pH, cloro residual, nitrogênio amoniacal, alumínio, oxigênio dissolvido e temperatura;

Avaliar a eficiência de remoção de DQO e DBO₅;

Realizar ensaios de toxicidade aguda, empregando *Vibrio fischeri* e *Daphnia magna*;

Confrontar os resultados dos parâmetros físicos - químicos e dos ensaios de toxicidade com os limites estabelecidos nas legislações;

Aplicar ferramentas estatísticas e de correlação, como correlação de Pearson, análise de componentes principais e modelo de regressão linear visando correlacionar os parâmetros físico-químicos e toxicidade e

Discutir a sensibilidade dos dois organismos testes frente a efluentes domésticos.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação é constituída de seis capítulos.

No capítulo 1 é apresentada uma reflexão sobre o potencial poluidor do efluente doméstico tratado, e possível toxicidade aos organismos do corpo receptor. Consta também uma seção com a apresentação dos objetivos do presente trabalho.

No capítulo 2 é apresentada a fundamentação teórica, na qual são abordados conceitos básicos para o entendimento do sistema de tratamento de efluentes sanitários, suas unidades e fenômenos e reações que ocorrem no processo de lodos ativados. São apresentadas também as principais legislações aplicadas à lançamento de efluentes em corpo receptor e a descrição dos principais parâmetros físico-químicos, que foram empregados neste trabalho. Foram apresentados os principais conceitos da área de Ecotoxicologia, como a classificação dos bioensaios de toxicidade, espécies utilizadas e forma de expressão dos resultados. É dada uma descrição básica das principais ferramentas de correlação.

No capítulo 3 são descritos os procedimentos experimentais, ou seja, materiais e métodos empregados para o alcance dos objetivos propostos.

No capítulo 4 estão expostos e discutidos os resultados obtidos com a realização do presente trabalho.

No capítulo 5 são apresentadas as conclusões do presente trabalho.

No capítulo 6 são apontadas recomendações para trabalhos futuros.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

Praticamente toda atividade humana constitui uma fonte potencial de contaminantes para os ecossistemas aquáticos e terrestres. Dentre as fontes podem ser citadas aquelas que são identificáveis no espaço e no tempo, sendo, portanto, chamadas de fontes pontuais (NASCIMENTO; HELLER, 2005). As emissões de fontes pontuais são mais facilmente detectadas e controladas e, geralmente, resultam em descargas diretas dos contaminantes nos corpos d'água (NASCIMENTO; HELLER, 2005; COSTA et al., 2008).

O lançamento de esgotos domésticos urbanos nos cursos d'água causa sérios problemas de qualidade da água de mananciais em muitas cidades pelo mundo afora (MOZETO; ZAGATO, 2008). Uma das formas de combater a poluição em corpos d'água é realizar um adequado tratamento dos efluentes domésticos.

Diversos métodos são aplicados para o tratamento de efluentes domésticos, como filtro biológico, lodo ativado, reator anaeróbio, valo de oxidação, lagoas, anaeróbias, aeróbias e facultativas. O tipo de tratamento de efluente a ser adotado é definido com base na eficiência, custo versus benefício, volume de efluente a ser tratado, disponibilidade de espaço e de tempo (TELLES; COSTA, 2007).

Os tratamentos de efluentes podem ser divididos em tratamento preliminar, primário, secundário e avançados. O tratamento preliminar compreende a remoção de sólidos grosseiros que podem causar problemas nas unidades de tratamento sendo utilizado nessa etapa grades, desarenadores e flotas. O tratamento primário corresponde a etapa em que parte dos sólidos suspensos e da matéria orgânica são eliminados através de processos físicos, como, por exemplo, a sedimentação em decantadores. A etapa de tratamento secundário tem como objetivo a remoção de sólidos em suspensão e de matéria biodegradável com a utilização de processos biológicos como, por exemplo, lodos ativados e sistema de lagoas. O tratamento avançado de efluentes é usado para remover contaminantes remanescentes podendo envolver processos como o uso de carvão ativado, osmose reversa e troca iônica (METCALF; EDDY, 2003).

No Brasil, dos sistemas de tratamento de efluentes domésticos existentes, 23,5% é utilizado o sistema de filtro biológico, 16,4% é do tipo lodos ativados, 21,4% utiliza reator anaeróbio, 22,1% é utilizada a lagoa anaeróbia e 27,1% a lagoa facultativa (TELLES; COSTA, 2007).

De acordo com Von Sperling (1996) os métodos de tratamentos dividem-se em operações e processos unitários, e a integração destes compõe os sistemas de tratamento.

2.1.1 Unidades de Tratamento de Efluentes Sanitários em Pequena Escala

A NBR 13969 cita as alternativas para tratamento de efluentes sépticos. São alternativas que resultam, ainda, na emissão do efluente tratado que deve ser disposto em algum corpo receptor (ABNT, 1997).

As alternativas citadas pela NBR são: filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, valas de filtração e filtro de areia, Lodo ativado por batelada, Lagoa com plantas aquáticas e cloração (ABNT, 1997).

2.1.1.1 Fossas sépticas

As fossas sépticas e suas variantes, como tanques Imhoff, são unidades de tratamento onde ocorre a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuante (VON SPERLING, 1996). De acordo com Telles; Costa (2007), as fossas sépticas realizam a função do decantador primário. Os sólidos sedimentáveis são removidos para o fundo, permanecendo um tempo longo o suficiente (alguns meses) para a sua estabilização. Esta condição se dá em condições anaeróbias (VON SPERLING, 1996).

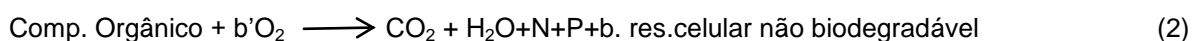
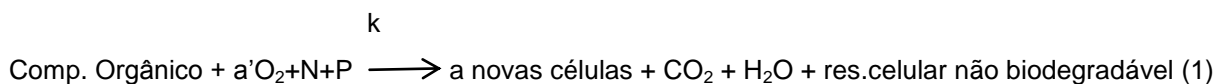
2.1.1.2 Tanques de equalização

Os tanques de equalização são utilizados para facilitar o tratamento das águas residuárias, exigindo menor capacidade de bombas, as dimensões de tanques e evitando choques de cargas hidráulicas, homogeneizando o efluente e mantendo uma vazão constante de tratamento (METCALF; EDDY, 2003).

2.1.1.3 Reatores biológicos aerados

O princípio de depuração para lodos ativados com biomassa suspensa emprega, como elemento ativo, os flocos biológicos que, em contato com substrato biodegradável e na presença de oxigênio, crescem e flocculam (METCALF; EDDY, 2003).

Neste processo, quando a matéria orgânica é removida do efluente por microrganismos, dois fenômenos básicos ocorrem: o oxigênio é consumido pelos microrganismos para sua energia e síntese de novas células e os organismos também passam pelo processo de auto-oxidação da massa celular (SOUZA, 2003). Estas reações podem ser representadas pelas equações 1 e 2:



Onde:

k = coeficiente de velocidade e é função da biodegradabilidade do composto orgânico ou da mistura de compostos orgânicos nas águas residuárias, chamado de taxa de remoção de substrato

a' = fração orgânica removida para a produção de energia e o coeficiente

a = fração orgânica removida que é sintetizada em massa celular

b' = fração por dia de biomassa degradável oxidável e b' o oxigênio requerido para esta oxidação (SOUZA, 2003)

As reações aeróbias de estabilização da matéria orgânica procedem de uma maneira simplificada primeiramente priorizando as reações de síntese (anabolismo), onde a matéria orgânica presente nas águas residuárias é utilizada pelos microrganismos para as suas atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia, ocorre o consumo de energia e aumento do material celular, ou seja, aumento da população de microrganismos. Após esta etapa predomina a respiração endógena (catabolismo), ocorrendo quando a matéria orgânica biodegradável é removida e a população de microrganismo se encontra em seu máximo, a principal fonte de alimento passa a ser os próprios protoplasmas celulares, predominando os mecanismos de auto-oxidação ou respiração endógena (MORAIS, 2005).

2.1.1.4 Coagulação/floculação e decantação

Após o processo de biodegradação, ocorre o processo de coagulação/floculação. O processo de coagulação/floculação e decantação tem por finalidade a remoção de substâncias coloidais, ou seja, material sólido em suspensão (turbidez) e/ou dissolvido (cor). Essa operação normalmente é considerada como um pré-tratamento que objetiva o condicionamento do despejo para o tratamento subsequente (VAZ, et al., 2010). É comum a utilização de coagulantes a base de ferro ou alumínio para a melhoria do processo de coagulação/floculação (PETALA et al., 2006). Os sais de alumínio são os coagulantes químicos mais comumente utilizados no processo de tratamento de águas, apresentando maior eficiência quando o pH da suspensão estiver entre 5,0 e 8,0. A maior desvantagem desses sais refere-se ao fato de que a disposição do lodo formado é sério problema ambiental ainda a ser resolvido, uma vez que o alumínio é um elemento tóxico para plantas e microrganismos (MATOS et al., 2007).

Nos decantadores secundários ocorre a separação dos sólidos em suspensão presentes no tanque de aeração, possibilitando a saída do efluente clarificado e a sedimentação dos sólidos em suspensão no fundo do decantador, permitindo o retorno do lodo em concentração mais elevada (NUVOLARI, 2003).

Um esquema simplificado de reator aeróbio de mistura completa e posterior decantação e reciclo do lodo é apresentado na Figura 2.

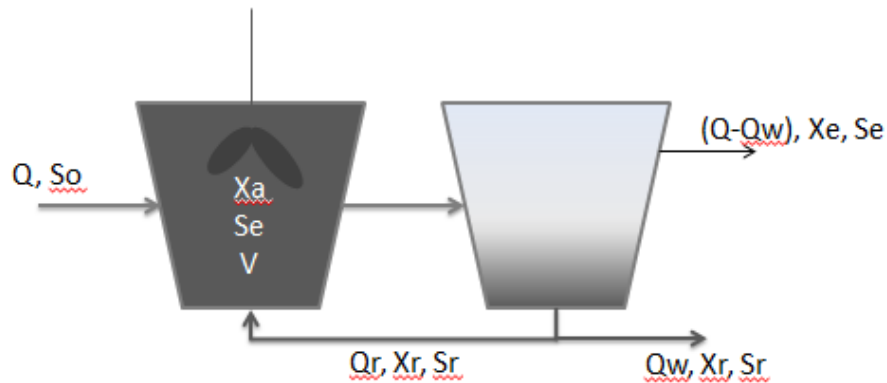


Figura 1 - Esquema simplificado de reator biológico aerado com decantador secundário onde ocorre a saída do efluente clarificado, decantação e retorno do lodo. FONTE: ECKENFELDER, 1989.

Onde:

Q = Vazão afluente

S_o = Concentração de substrato (DQO ou DBO_5 afluente)

X_a = Concentração de sólidos suspensos voláteis no tanque de aeragem

Q_w = vazão de descarte do lodo

X_e = Concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente

S_e = Concentração de substrato (DQO ou DBO_5) no efluente

Q_r = Vazão de reciclo

X_r = Concentração de sólidos suspensos voláteis no lodo do reciclo

S_r = Concentração de substrato (DQO ou DBO_5) no lodo do reciclo.

2.1.1.5 Desinfecção

Efluentes sanitários tratados por processos convencionais ainda podem contaminar fontes de água, devido à presença de organismos patogênicos. Isso acontece porque os processos convencionais de tratamento de efluentes não são suficientemente eficientes desses organismos (CHERNICHARO, 2001; LAPOLLI et al., 2005). Nesse sentido, a desinfecção deve ser considerada como uma etapa necessária quando o efluente for lançado em corpo receptor com ponto de captação de água ou ser reutilizado.

A desinfecção é considerada o principal mecanismo para a inativação/destruição de organismos patogênicos para impedir a propagação de doenças de veiculação hídrica para os utilizadores a jusante.

A desinfecção é usualmente conseguida através do uso de agentes químicos e físicos (DANIEL, 2001). É importante que as águas residuais sejam adequadamente tratadas antes da desinfecção, a fim de os agentes que qualquer agente desinfetante seja eficaz (USEPA, 1999).

O desinfetante mais comumente utilizado para a produção de água potável é o cloro (Cl_2), líquido ou gasoso. O cloro é considerado de eficiência indiscutível, pode contribuir para o aparecimento de subprodutos tóxicos na malha hídrica global (PIANOWSKI; JANISSEK, 2003). Entre os subprodutos, destacam-se os ácidos haloacéticos (HAA) e os trihalometanos (THMs).

O processo de desinfecção por ozônio tem a capacidade de atingir os níveis mais elevados de desinfecção do que um sistema de desinfecção com cloro ou radiação UV. Exige um tempo de contato pequeno por possuir um alto potencial de oxidação. O poder desinfetante do ozônio é cerca de dez vezes superior ao do cloro (TELLES; COSTA, 2007). Além da desinfecção, o ozônio promove a oxidação da matéria orgânica remanescente e a reaeração do efluente, e não deixa residual químico devido a sua rápida decomposição (LAPOLLI, 2003). Outra vantagem do ozônio é que além de promover a desinfecção também proporciona o controle do odor (USEPA, 1999).

No entanto, o ozônio, por ser um gás instável, deve ser gerado no local e exige alto consumo de energia, o que encarece o processo. De acordo com Daniel (2001) o ozônio não tem sido muito utilizado no Brasil, mas é bastante empregado na Europa e em muitos pequenos sistemas de tratamento nos Estados Unidos.

Na desinfecção empregando radiação UV, a ação germicida está associada às alterações estruturais que esta provoca no DNA das células, consequência de reações fotoquímicas desencadeadas pela absorção da radiação pelas moléculas que constituem o DNA (USEPA, 2006).

De acordo com Lapolli (2003) “ao ocorrer o processo natural de divisão celular com a duplicação do DNA, a estrutura formada pela absorção de radiação ultravioleta não é reconhecida, o que interrompe o processo de duplicação”. Dessa forma, a célula pode manter temporariamente as atividades metabólicas, mas não consegue se reproduzir.

A radiação ultravioleta é uma forma estabelecida, bastante estudada e utilizada e de crescente aplicação como alternativa aos agentes químicos tradicionais (DANIEL, 2001).

Monarca et al. (2000) estudaram a influência que desinfetantes alternativos ao cloro, tais como o dióxido de cloro, ozônio, ácido peracético e radiação UV têm sobre a formação de compostos tóxicos e mutagênicos nas águas residuais. Os autores relatam que não foi encontrada correlação entre toxicidade e dados de mutagenicidade e que esse resultado estaria relacionado com a toxicidade das amostras que teriam mascarado a atividade mutagênica.

Os ensaios de toxicidade do efluente desinfetado, com ácido peracético, indicaram alta toxicidade para os microrganismos testados (*Daphnia similis*, *Brachydarío rerui* e *Photobacterium phosphorium*) (DANIEL, 2001).

De acordo com Pianowski; Janissek (2003) a maioria dos métodos adotados para a desinfecção produz subprodutos indesejáveis ao meio ambiente.

2.2 LEGISLAÇÕES AMBIENTAIS

No Brasil, os limites de emissão para lançamento de efluentes encontram-se na Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005), que em seu capítulo IV, artigo 34 especifica os valores máximos permitidos para os parâmetros físico-químicos.

Com relação à toxicidade de efluentes a Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) cita no artigo 34 § 1º: “O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente”.

A mesma Resolução fornece o enquadramento dos corpos de águas e cita que as condições de qualidade de águas doces de Classe II:

“A não verificação de efeito tóxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido.”

A Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) altera parcialmente a Resolução CONAMA nº357 (BRASIL, 2005), acrescentando a exigência de alguns parâmetros e no artigo 23 estabelece que:

“Os efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários poderão ser objeto de teste de ecotoxicidade no caso de interferência de efluentes com características potencialmente tóxicas ao corpo receptor, a critério do órgão ambiental competente.”

As regulamentações estaduais, emitidas pelos órgãos ambientais competentes, que merecem destaque são as resoluções dos estados do Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, São Paulo e Minas Gerais. Essas regulamentações estabelecem as diretrizes normativas dos conceitos de avaliação ecotoxicológica como um dos critérios determinantes da regularização de um efluente, industrial e/ou doméstico, para ser lançado no corpo receptor.

No Estado do Paraná está em vigor a Portaria SEMA 019/06 (PARANÁ, 2006) e Resolução CEMA 70/09 (PARANÁ, 2009) as quais estabelecem limites de emissão para lançamento de efluentes em corpo receptor. O empreendimento deve atender ao parâmetro mais restritivo estabelecido.

De acordo com a Portaria SEMA 019/06 (PARANÁ, 2006) em uma estação de tratamento que atende menos de 15.000 habitantes os parâmetros vazão, temperatura, pH, DQO, DBO₅, sólidos sedimentáveis, nitrogênio amoniacal e fósforo total devem ter monitoramento trimestralmente.

Com relação à toxicidade, a Portaria 19/2006 (PARANÁ, 2006) e a Resolução CEMA 70/09 (PARANÁ, 2009) estabelecem a necessidade de realização de ensaios de toxicidade para efluentes lançados em corpo receptor. No entanto, o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) não exige este parâmetro nas Licenças de Operação e nos processos de licenciamento ambiental.

O Instituto das Águas do Paraná (antiga SUDERHSA), que emite Outorgas de Lançamentos para efluentes industriais e exige que indústrias geradoras de efluentes líquidos monitorem o corpo receptor a montante e jusante do seu lançamento, não estabelece, para efluentes sanitários, o parâmetro de toxicidade na grade de exigência nas Portarias de Outorgas de Lançamento.

Em 2010 foi emitida a Resolução CEMA 81/10 (PARANÁ, 2010), que estabelece que as indústrias devam seguir uma meta de redução de toxicidade, atingindo valor de fator de toxicidade dois (FT=2) até 2018. De acordo com ABNT NBR 15411/06 (ABNT, 2006) “Fator de Toxicidade (FT) é um número adimensional que expressa a maior concentração do efluente que não causa efeito deletério agudo nos organismos, num determinado período de exposição, nas condições de teste”.

A Resolução CEMA 81/10 (PARANÁ, 2010), não estabelece os valores máximos permitidos para efluentes sanitários, citando em seu artigo 9º que estes devem ser monitorados por um período de dois anos para posterior definição dos padrões e limites máximos por norma complementar.

De acordo com a Resolução SMA-3/2000 (SÃO PAULO, 2000) o controle ecotoxicológico de efluentes líquidos deve estar diretamente relacionado com a capacidade assimilativa do corpo hídrico receptor através do balanço de massa de vazões do rio e do efluente, conforme a Equação 3.

$$D.E.R. \leq \frac{CE50 \text{ ou } CL50}{100} \quad (3)$$

Em que:

D.E.R. = diluição do efluente no corpo receptor, em %;

CE50 = concentração do efluente que causa efeito agudo a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição, em %;

CL50 = concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos aquáticos em determinado período de exposição, em %.

O cálculo da diluição do efluente no corpo receptor (D.E.R.) é efetuado pela Equação 4:

$$D.E.R. = \frac{Vazão \text{ média do efluente} \times 100}{Vazão \text{ média do efluente} + Vazão \text{ de referência do corpo receptor}} \quad (4)$$

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH nº 01/08 (MINAS GERAIS, 2008), dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Faz se menção de destaque ao Capítulo V, artigo 29, parágrafos 1º, 2º; os quais descrevem o emprego de métodos biológicos para a avaliação de toxicidade de efluentes e que devem ser utilizados ensaios ecotoxicológicos já padronizados e indicados pelo órgão ambiental competente para assegurar o correto lançamento de efluentes nas coleções hídricas do estado.

No Estado do Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental – FEPAM estabelece através da Resolução CONSEMA 129/06 (RIO GRANDE DO SUL, 2006), que quando a vazão máxima do efluente doméstico for inferior a 10.000 m³/d, o empreendimento não fica sujeito à avaliação de toxicidade. Para os efluentes domésticos que possuem uma vazão superior à 10.000 m³/d e inferior à 30.000 m³/d, essa Resolução estabelece que até 2014 o efluente não deve apresentar toxicidade aguda para organismos teste de pelo menos para três diferentes níveis tróficos (FT=1) e até 2018 efluente não deverá apresentar toxicidade crônica para organismos teste de pelo menos dois diferentes níveis tróficos e até 2020 o efluente não deverá apresentar genotoxicidade.

No Estado de Santa Catarina, a Fundação do Meio Ambiente – FATMA, estabelece, através da Portaria FATMA 17/02 (SANTA CATARINA, 2002), o limite de toxicidade FT=1 para *D. magna* e FT=4 de toxicidade para a *V. fischeri*, para o lançamento de efluentes domésticos.

2.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Diversos parâmetros físico-químicos podem ser utilizados para o monitoramento, avaliação e atendimento a legislação pertinente de uma Estação de Tratamento de Efluentes. Esses parâmetros são obtidos através da realização de análises físicas, químicas e/ou biológicas.

2.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) surgiu com o objetivo de quantificar a potencialidade de um determinado despejo em causar impacto em um corpo d'água. A DBO₅ retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, através de processos bioquímicos, a matéria orgânica carbonácea. É uma indicação indireta do carbono orgânico biodegradável (APHA, 2005).

O princípio da DBO₅ baseia-se na quantificação do oxigênio dissolvido consumido por microrganismos aquáticos (geralmente bactérias) para metabolizar a matéria orgânica biodegradável, oxidar o nitrogênio reduzido (nitrogênio orgânico e amônia) e espécies minerais reduzidas tais como íons de ferro (MORAIS, 2005).

2.3.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro que corresponde a quantidade de oxigênio consumido por matérias e por substâncias orgânicas e minerais, que se oxidam sob condições definidas. Para águas, o parâmetro é especialmente importante por estimar o potencial poluidor de efluentes domésticos e industriais

O dicromato tem sido o oxidante mais utilizado para a determinação da DQO. De acordo com Moraes (2005) a DQO corresponde à quantidade de oxigênio consumida na oxidação química da amostra pelo dicromato de potássio em meio fortemente ácido, a temperaturas elevadas e na presença de um catalizador.

Devido ao seu forte potencial oxidativo, facilidade de manipulação e sua aplicabilidade para uma grande variedade de amostras, o íon dicromato é geralmente utilizado como o agente oxidante nos métodos de determinação de DQO, tanto para os métodos de refluxo fechado (titulométrico e colorimétrico), como para de refluxo aberto (APHA, 2005)..

2.3.3 Potencial Hidrogeniônico (pH)

A determinação do pH fornece uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água.

Representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. A maioria das bactérias sobrevivem em ambientes de pH abaixo de 9,5 e acima de 4,0, sendo que o ótimo se situa dentro da neutralidade (6,5 a 7,5) (METCALF; EDDY, 2003).

O limite de pH, de acordo com o CONAMA 357/05 para descargas em corpo receptor, é entre 5 e 9 (BRASIL, 2005).

2.3.4 Nitrogênio Amoniacal

A amônia é, também, constituinte comum no esgoto sanitário, resultado direto de descargas de efluentes domésticos e industriais, da hidrólise da ureia e da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados. Nas soluções aquosas, a amônia pode se apresentar sob as formas ionizada (NH_4^+) ou não-ionizada (NH_3). Essas espécies de amônia são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou nitrogênio amoniacal total (METCALF; EDY, 2003).

O comportamento tóxico das diferentes parcelas de amônia, particularmente da forma não-ionizada, depende das condições do meio aquático. De acordo com Reis: Mendonça (2009) “Embora alguma toxicidade possa ser atribuída à amônia ionizada, a forma não-ionizada é reconhecidamente a espécie mais tóxica de amônia”.

Quando existem, na água, amônia e compostos amoniacais, com a adição de cloro são formadas as cloroaminas (compostos clorados ativos) (MEYER, 1994).

2.3.5 Cloro Residual

O cloro existente na água sob as formas de ácido hipocloroso (HOCl) e de íon hipoclorito (OCl⁻) é definido como cloro residual livre (APHA, 2005).

Em solução aquosa e valores de pH inferiores a 6, a dissociação do ácido hipocloroso é fraca, sendo predominante a forma não dissociada (HOCl). Em soluções de pH menor que 2, a forma predominante é o Cl₂; para valores de pH próximo a 5, a predominância é do HOCl, tendo o Cl₂ desaparecido enquanto que a forma ClO predomina em pH 10 (MEYER, 1994).

O cloro, como agente oxidante e desinfetante, apresenta uma relativa estabilidade na fase líquida. Após um determinado tempo de contato com a fase líquida, as suas concentrações tendem a estabilizar com valores aproximadamente constantes, dependendo das dosagens aplicadas e do seu potencial. (FERREIRA FILHO; SAKAGUTI, 2008).

2.3.6 Temperatura

Durante o processo biológico uma elevação da temperatura aumenta a taxa de reações químicas e biológicas, diminui a solubilidade do contaminante e aumenta a taxa de transferência de gases, além disso, o oxigênio é menos solúvel em água quente do que em água fria (METCALF; EDDY, 2003).

De acordo com a Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011) a temperatura do efluente, ao ser lançado no corpo d'água, deve estar abaixo de 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura.

2.3.7 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio é um parâmetro importante porque atua como regulador em processos metabólicos dos organismos e comunidades. Grande parte do oxigênio dissolvido nas águas doce e salgada provém da atmosfera, mas ele também é produzido pela ação fotossintética das algas (COSTA et al., 2008).

Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo causar uma redução da sua concentração no meio (METCALF; EDDY, 2003). Dependendo da magnitude deste fenômeno, pode ocorrer a morte de diversos seres aquáticos, inclusive os peixes (VON SPERLING, 1996).

Embora na legislação o parâmetro de oxigênio dissolvido não seja uma exigência um alto valor de OD é demonstrativo de baixa carga orgânica no efluente.

2.3.8 Alumínio

Na água o alumínio pode estar presente sob diferentes formas. Sua disponibilidade é influenciada pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes (CETESB, 2009).

As estações que utilizam coagulantes a base de alumínio podem comprometer o corpo receptor, pois a adição pode resultar em elevadas quantidades residuais de coagulante nas águas residuárias recuperadas, causando efeitos adversos sobre organismos aquáticos, peixes e vegetais (PETALA et al., 2006).

Os sais de alumínio utilizados em tratamento de água são tóxicos para a biota aquática e, várias tentativas foram desenvolvidas para suprimir ou reduzir o seu consumo em estações de tratamento, por exemplo, a utilização de biopolímeros e a substituição dos sais de alumínio pelo sulfato ou cloreto férrico (STEPHENSON; DUFF, 1996).

2.4 EFICIÊNCIA EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE)

Para o controle de uma ETE é importante que alguns parâmetros sejam avaliados quanto à sua eficiência de remoção. Esta avaliação pode ser realizada empregando diversos parâmetros, dentre os quais: Demanda Química de Oxigênio, DBO_5 , patógenos, metais, óleos e graxas minerais e vegetais.

A redução da matéria orgânica biodegradável, representada pela DBO_5 , é efetuada por um ou mais mecanismos, dependendo das características físicas e químicas dessa matéria. De acordo com Morais (2005), estes mecanismos são: (a) remoção da matéria orgânica por captura no floco biológico. Esta remoção é rápida e dependente de uma adequada mistura do efluente com o lodo; (b) remoção do material coloidal por adsorção físico-química no floco biológico e (c) uma bioadsorção de matéria orgânica solúvel pelos microrganismos.

A eficiência de remoção de constituintes orgânicos, por processos de lodos ativados, está relacionada com a biodegradabilidade (razão DBO_5/DQO) do efluente a ser tratado. Para efluentes sanitários a razão de biodegradabilidade varia entre 0,4 a 0,5 o que permite seu tratamento por processos biológicos (MORAIS, 2005).

2.5 BIOENSAIOS DE TOXICIDADE

Os bioensaios de toxicidade, ou testes de toxicidade, são ensaios realizados sob condições experimentais específicas e controladas, com o objetivo de estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais sobre determinados organismos (COSTA et al., 2008). De acordo com Girotti et al. (2008) os bioensaios medem as mudanças na fisiologia ou de comportamento de organismos vivos resultantes de tensões induzidas por ação biológica ou compostos químicos tóxicos.

Estes testes constituem-se basicamente na exposição de organismos a diferentes condições, simulando o efeito das substâncias no ambiente natural, visando assim detectar os efeitos letais e/ou subletais sobre esses organismos.

”.

Devido à complexidade dos efluentes, a caracterização de parâmetros físico-químicos muitas vezes é insuficiente para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes (ZAGATO; BERTOLETTI, 2006). Por essa razão testes de toxicidade são ferramentas importantes para avaliação da qualidade das águas e a carga poluidora de efluentes.

De acordo com Costa et al., (2008, p.181)

“somente as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas, tais como, DQO, DBO₅, sólidos suspensos, concentrações de metais e de outras substâncias de caráter orgânico ou inorgânico, cujos limites encontram-se estabelecidos nas legislações ambientais, não são capazes de distinguir entre as substâncias que afetam os sistemas biológicos e as que são inertes no ambiente [..]”

Os testes de toxicidade aquática são bastante utilizados porque os ecossistemas aquáticos constituem os principais receptáculos de contaminantes, sejam eles lançados diretamente nos corpos d'água por meio das descargas de efluentes, emitidos no ar ou depositados nos solos (COSTA et al., 2008).

No ambiente aquático, os contaminantes podem ser envolvidos em processos de transporte e transferência de fase, em processos de transformação e em processos de retenção e assimilação (BURATINI; BRANDELLI, 2008)..

Os processos de transporte e transferência de fase determinam a distribuição temporal de um contaminante no ambiente. No ambiente aquático, encontram-se entre esses processos: volatilização e deposição úmida, processos de sorção (adsorção e dessorção), dissolução e precipitação e, sedimentação e ressuspensão (COSTA et al., 2008).

As substâncias potencialmente tóxicas podem ser degradadas por processos abióticos e bióticos que ocorrem na natureza. No entanto, algumas delas resistem aos processos de degradação e por isso são capazes de persistirem no ambiente por longos períodos de tempo (BURATINI; BRANDELLI, 2008).

A toxicidade das substâncias depende da forma química que assumem no ambiente aquático (LAITANO; MATIAS, 2006). De acordo com Costa et al. (2008) há evidências de que processos capazes de reduzir a concentração dos íons metálicos livres como, por exemplo, reações de complexação, podem diminuir significativamente a toxicidade dos metais.

A absorção direta representa o principal processo de transferência trófica do contaminante. De acordo Buratini; Brandelli (2008), contaminantes absorvidos podem provocar modificações nas características e dinâmica das populações, na estrutura e função das comunidades e na função do ecossistema.

É recomendável que o efeito tóxico de uma amostra seja avaliado para mais de uma espécie representativa da biota aquática, de preferência pertencentes a diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar. Isso é recomendado devido às diferenças de sensibilidade apresentadas por organismos de diferentes espécies frente às substâncias químicas (COSTA et al., 2008, REGINATTO, 1998).

2.5.1 Classificação dos Bioensaios de Toxicidade

Os testes de toxicidade podem ser classificados em agudos e crônicos (KNIE; LOPES, 2004). Os testes de toxicidade aguda são utilizados para estimar a dose ou concentração de um agente tóxico capaz de produzir uma resposta específica mensurável em um organismo-teste ou população, em um período de tempo relativamente curto, geralmente de 24 a 96 h (ARAGÃO; ARAUJO, 2008). Para esse tipo de ensaio de toxicidade o efeito medido é a letalidade ou alguma outra manifestação do organismo, como a capacidade natatória.

Testes de toxicidade crônica são realizados para medir os efeitos de substâncias químicas sobre espécies aquáticas por um período que pode abranger parte ou todo o ciclo de vida do organismo-teste (SANTOS et al., 2010). De acordo com Costa et al.(2008) os testes crônicos permitem avaliar os possíveis efeitos tóxicos de substâncias químicas sob condições de exposições prolongadas a concentrações sub-letais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos organismos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação.

Os testes de toxicidade, quando realizados em laboratórios, podem ainda ser classificados em estáticos, semi-estáticos e dinâmicos, de acordo com o método de adição das soluções-teste (KNIE; LOPES, 2004).

Os ensaios estáticos são realizados sem renovação das soluções-testes e são recomendados para amostras que não causam depleção de oxigênio dissolvido, que não são voláteis e que não sofrem significativas alterações em meio aquoso (RUBINGER, 2009).

Para substâncias tóxicas instáveis ou voláteis as quais têm suas concentrações reduzidas ao longo do teste, contribuindo para que o resultado seja subestimado, são recomendados os testes semi-estáticos. Nesse tipo de teste as soluções-testes são renovadas periodicamente (COSTA et al., 2008). Sendo que o período de renovação das soluções-testes dependerá da espécie de organismo.

2.5.2 Espécies Utilizadas em Testes de Toxicidade

Os efeitos tóxicos de determinada amostra-teste são avaliados por meio de variáveis biológicas como: letalidade, imobilidade, alteração no desenvolvimento, crescimento, reprodução, metabolismo, fisiologia e comportamento dos organismos teste (ARAGÃO; ARAUJO, 2008). Para a realização dos bioensaios de toxicidade devem ser utilizadas espécies cuja fisiologia, genética e comportamento sejam bem conhecidos, o que pode facilitar a interpretação dos resultados.

As espécies devem apresentar as características (KNIE; LOPES, 2004, p.22):

“seletividade constante e elevada aos contaminantes, elevadas disponibilidade e abundância, uniformidade e estabilidade genética nas populações, representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo, ampla distribuição e importância comercial e, facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório.”

Rizzo (2011) relaciona como principais ensaios de toxicidade aqueles realizados com invertebrados (*Daphnia magna*, *Daphnia similis*, *Paracentrotus lividius*, *Artemia salina*), plantas e algas (*Scenedesmus subspicatus*, *Dunaliella tertiolecta*, *Lactuca sativa*, *Raphidocelis subcapitata*), microrganismos (*Pseudomonas fluorescens strain*, *Spirillum sp.*, *Vibrio fischeri*, bactéria de lodos ativados) e peixes (*Danio rerio*, *Oncorhynchus mykiss*).

Segundo Ren e Frymier (2003) uma bateria de testes deve incluir organismos de níveis tróficos distintos, de estados crescentes de organização biológica como bactérias, algas, crustáceos e peixes.

2.5.3 Expressão dos Resultados dos Testes de Toxicidade

Segundo USEPA (2002) os resultados dos ensaios de toxicidade podem ser expressos como Concentração Letal (CL), Concentração Efetiva (CE) e Concentração Inibitória (CI). A Concentração Inibitória (CI) é utilizada para ensaios de efeito agudo ou crônico (ROMANELLI, 2004). Para avaliação de efeito agudo são frequentemente empregados resultados que considerem o que ocorre com 50% dos organismos CL₅₀ e a CE₅₀. Esses resultados podem ser determinados através de vários métodos estatísticos (ARAGÃO; ARAUJO, 2008).

Ao final de um ensaio de toxicidade crônica estimam-se os efeitos do agente na reprodução, no crescimento e/ou na sobrevivência de uma espécie por um período de tempo prolongado. De acordo com Aragão e Araujo (2006) com esse tipo de teste estima-se a maior concentração que não causa efeito aos organismos teste (CENO) e a menor concentração que causa efeito estatisticamente significativo nos organismos-teste (CEO). Os valores numéricos de toxicidade aguda e crônica, expressos como CL₅₀, CE₅₀, CENO e CEO, exprimem uma relação inversa à toxicidade, ou seja, menores valores numéricos indicam maiores toxicidades.

Os parâmetros CENO e CEO juntos permitem a determinação de uma faixa de sensibilidade e não de um valor absoluto de concentração do agente tóxico.

No Brasil, os resultados de ensaios toxicológicos são citados pelas legislações federais e estaduais como Fator de Toxicidade. Fator de Toxicidade é um número adimensional que expressa a menor diluição do efluente que não causa efeito deletério agudo aos organismos, num determinado período de exposição (ABNT, 2006; ABNT, 2009). O Fator de Toxicidade (FT) é expresso em números inteiros e é igual ao fator de diluição da solução-teste.

2.5.4 Sensibilidade e Cartas Controle de Organismos Testes

A avaliação periódica da sensibilidade dos organismos bem como dos procedimentos dos testes são realizados com substância referência. São exemplos de substâncias utilizadas: dicromato de potássio, cloreto de sódio, cloreto de potássio, sulfato de zinco e fenol (KNIE; LOPES, 2004).

As substâncias de referência são utilizadas para estabelecer a faixa de aceitação de resultados da sensibilidade dos organismos para uso em testes.

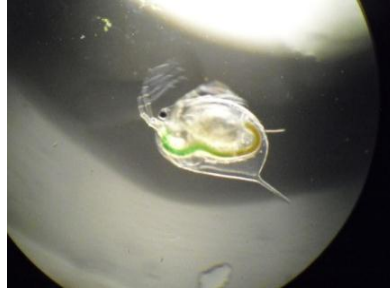
O resultado de um ensaio de toxicidade é considerado aceitável se a sensibilidade à substância de referência estiver dentro dos limites estabelecidos pela carta-control, obtida pela média da CL50 ou CE(I)50 de um determinado número de ensaios ± 2 desvios padrão (ABNT, 2009; NIPPER, 2002).

Para o microcrustáceo *Daphnia magna*, a norma ISO 6341 (ISO, 1996) recomenda dicromato de potássio como substância de referência, a norma ISO indica para *D. magna* valores limites de sensibilidade na faixa de 0,6 a 1,7 mg.L⁻¹ de CE50 em 24 horas (KNIE; LOPES, 2004, ISO, 1996) e 0,6 a 0,7 mg.L⁻¹ de CE50 em 48 horas (ABNT, 2009).

Para a bactéria *V. Fischeri*, a norma estabelece a utilização de sulfato de zinco como substância de referência, sendo que as bactérias devem apresentar entre 20 a 80% de inibição da luminescência na concentração de 2,2 mg.L⁻¹ (KNIE; LOPES, 2004, ISO, 2007).

2.5.5 Ensaio de Toxicidade Aguda com *Daphnia magna*

D. magna STRAUS, 1820 (Cladocera, Crustácea) é um microcrustáceo plantônico de água doce, vulgarmente designado como pulga d'água, com tamanho médio de 5 a 6 mm e uma carapaça bivalve transparente que encerra todo o corpo, com exceção da cabeça e antenas (Figura 2).



**Figura 2 - Organismo-teste *Daphnia magna* (microscópio óptico) com 24h de idade.
FONTE: Autorial própria**

Os cladóceros são organismos filtradores, suas pernas torácicas, compostas por cerdas, agem como peneiras, que retêm algas, bactérias e pequenas partículas de material orgânico da água. O alimento é transferido para a boca, onde é moído pelas mandíbulas e direcionado para o trato digestivo. A retenção do alimento no trato digestivo é aproximadamente de meia a 3 horas. Ele atua na cadeia alimentar aquática como consumidor primário entre os metazoários. Em condições ambientais favoráveis reproduz-se assexuadamente por partenogênese, originando apenas fêmeas (LAITANO; MATIAS, 2006).

O ensaio de toxicidade utilizando-se *D. magna* é um dos bioensaios mais internacionalmente usados para o rastreio de toxicidade dos produtos químicos e para o monitoramento da toxicidade de efluentes. Como para todos os testes de toxicidade, os organismos utilizados para o ensaio agudo têm sido obtido a partir de estoques vivos, que são cultivadas em laboratório (PERSOONE et al., 2009).

De acordo com Knie ;Lopes (2004) a escolha da *D. magna* como organismo teste fundamenta-se principalmente nos seguintes critérios: (a) os descendentes são geneticamente idênticos, o que assegura certa uniformidade de respostas nos ensaios; (b) a cultura em laboratório sob condições controladas é fácil e sem grandes dispêndios; (c) o manuseio é simples por causa do tamanho relativamente grande da espécie, em comparação com outros microcustáceos; (d) a espécie reage sensivelmente à ampla gama de agentes nocivos; (e) o ciclo de vida e de reprodução é suficientemente curto, o que permite usar as daphnias também em testes crônicos e (e) organismo relativamente sensível em comparação com outros invertebrados de água doce.

O princípio do método, de toxicidade aguda, consiste na exposição de indivíduos jovens da *D. magna* por um período de 24 a 48 horas a várias diluições de uma amostra, após o qual é verificada seu efeito sobre a capacidade natatória dos organismos (mobilidade). De acordo com Aragão e Araujo (2008) “os efeitos são constatados, em geral, pela ausência de movimentos respiratórios ou falta de reação a um suave estímulo”. Para o resultado do ensaio, deve ser registrado o número de indivíduos imóveis em cada solução-teste e, eventualmente, no controle. São considerados imóveis, além dos organismos aparentemente mortos, aqueles incapazes de nadar na coluna d’água até 15 segundos após leve agitação do recipiente (KNIE; LOPES, 2004).

O fator de toxicidade para espécies de daphnias (FT_D) corresponde à menor diluição da amostra em que não ocorreu imobilidade em mais de 10% dos organismos. O resultado é expresso em número inteiro e é igual ao fator de diluição da solução-teste (ABNT, 2009).

A Concentração Efetiva que causa efeito em 50% dos organismos (CE_{50}) representa a concentração nominal da amostra, no início do ensaio, que causa efeito agudo (imobilidade) a 50 % dos organismos durante o tempo de exposição. A CE_{50} é determinada através de método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977; USEPA, 2002).

2.5.6 Ensaio de Toxicidade Aguda com *Vibrio fischeri*

V. fischeri BEIJERINCK, 1889 (Figura 3) é uma bactéria marinha luminescente, gram-negativa, anaeróbia facultativa. Em condições favoráveis, essa bactéria emite luz naturalmente, necessitando para isto oxigênio em concentração acima de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$. O sistema de teste é baseado na medição da luminescência emitida pelas bactérias após a exposição a uma amostra por um período de 15 ou 30 minutos (KNIE; LOPES, 2004).

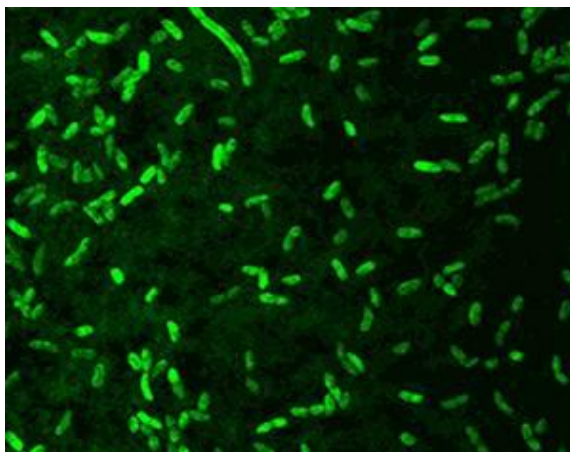


Figura 3 - Colônias de bactérias *V. fischeri* fotografadas em ambiente escuro

FONTE: NELSON, 2012

A escolha da bactéria como organismo teste fundamenta-se na sensibilidade à diferentes contaminantes e por ser mais sensível a uma vasta gama de produtos químicos comparada à outras bactérias (GIROTTI, 2008), especialmente quando se pretende avaliar misturas complexas contendo diferentes compostos orgânicos e inorgânicos (HERNANDO et al., 2006).

O teste é rápido, sensível e reprodutível, podendo ser aplicado na análise de água superficial e subterrânea, de efluentes industriais e domésticos, água intersticial de sedimentos, solubilizados de solos contaminados e resíduos sólidos (GIROTTI et al., 2008). De acordo com Parvez et al. (2006) os resultados dos testes com *V. fischeri* apresentam uma boa correlação com outros testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos.

Em alguns casos, os sistemas de bioluminescência pode não ter sensibilidade suficiente para detectar uma substância tóxica, na sua concentração máxima admissível, mas o resultado rápido do bioensaio pela luminescência é mais conveniente (GIROTTI, 2008).

O sistema de teste é baseado na medição da luminescência emitida pelas bactérias após a exposição a uma amostra. A intensidade da luz das bactérias na amostra é comparada a de um controle. Na presença de substâncias tóxicas a bioluminescência diminui, sendo a quantidade de perda de luz relacionada com a toxicidade da amostra (KNIE; LOPES, 2004). O decréscimo da luminosidade acontece em função da inibição dos processos metabólicos das bactérias (PARVEZ et al., 2006).

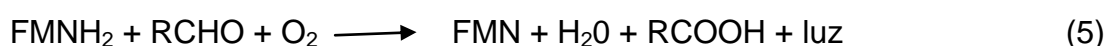
É conveniente que os resultados de toxicidade sejam comparados com os métodos analíticos. Em estudos recentes, os resultados dos ensaios utilizando-se análises de antibióticos puros, através de HPLC, foram comparados com os ensaios de toxicidade, obtendo-se boa correlação (GIROTTI, 2008).

2.5.6.1 Bioluminescência

De acordo com White (2000) bioluminescência é a emissão de luz por organismos vivos. Dentre os diversos organismos que emitem luz podemos encontrar representantes das algas (dinoflagelados), fungos, camarões, insetos, peixes e bactérias. Embora alguns vivam no solo ou em ambientes de água doce, a maioria são organismos marinhos. De fato, a maioria das espécies que vivem a uma profundidade de aproximadamente 200 – 1000 metros são bioluminescentes.

A bioluminescência produzida pela bactéria marinha *V. fischeri* é a base para vários bioensaios de toxicidade, onde é utilizada para avaliar desde a toxicidade de água contaminada, sedimentos de solo, água pluvial, entre outros. Em todos esses sistemas a toxicidade é avaliada medindo até que ponto a substância causa inibição sobre a emissão de luz pelas bactérias (JENNINGS, 1999). A emissão de luz nas bactérias (Figura 04) é influenciada pelo fenômeno chamado de “*quorum sensing*”, que se traduz em um sinal de concentração celular.

Muitas bactérias são capazes de monitorar suas densidades populacionais utilizando-se para isso de feromônios como, por exemplo, a N-acilhomoserina lactona. Estes são responsáveis pelo sinal de emissão da bioluminescência (ZHANG, 2002). Bactérias luminescentes produzem luz quando elas simultaneamente oxidam riboflavina 5 – fosfato (FMNH₂) e um aldeído de cadeia longa (RCHO) como por exemplo, tetradecanal (C14), na presença de oxigênio. A reação é catalizada por uma enzima do tipo flavina monooxigenase chamada luciferase (SANTOS; SANTOS, 1993).



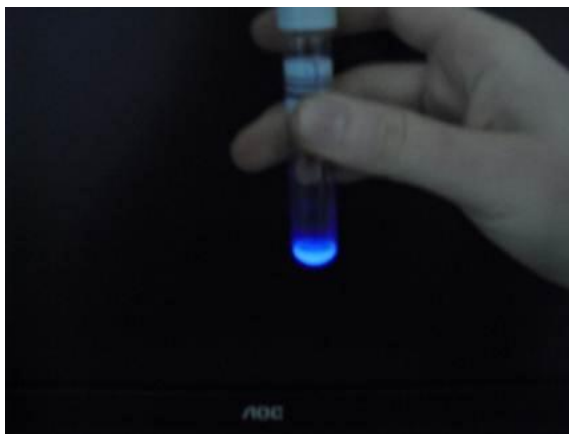


Figura 4 - Bioluminescência emitida pela bactéria *V. fischeri*, meio de cultivo líquido
FONTE: Autoria própria.

2.6 ESTUDOS RELACIONADOS À TOXICIDADE DE EFLUENTES DOMÉSTICOS TRATADOS

Bayo, Angosto, Gómez-López (2009) estudaram o efeito da dosagem de cloro em efluente doméstico tratado, eles constataram que um aumento da dosagem de cloro causa um aumento da toxicidade para a *V. fischeri*. Eles constataram também que um aumento do pH pode aumentar a degradação dos subprodutos tóxicos.

Ma et al. (2011), estudaram a variação de toxicidade nos diferentes estágios de uma estação de tratamento de efluentes domésticos que realiza a desinfecção do efluente utilizando-se hipoclorito de sódio e a clarificação utilizando-se policloreto de alumínio, empregando ensaios de toxicidade com *Vibrio qinghaiensis-sp*. Os autores observaram um aumento da toxicidade após a coagulação secundária utilizando-se policloreto de alumínio e quando o efluente secundário foi desinfetado por cloração. O aumento da toxicidade após a cloração pode ser uma indicação da formação de produtos da desinfecção, que possuem efeitos tóxicos. O aumento da toxicidade após a coagulação pode ser atribuída ao alumínio residual no efluente (MA et al., 2011).

Wang et al. (2007) avaliaram o efeito tóxico da amônia em efluentes domésticos desinfetados com hipoclorito de sódio empregando *Photobacterium phosphoreu*. Relataram que a toxicidade dos efluentes utilizando-se diminuía quando era aumentada a concentração da amônia, o que foi justificado porque a presença de cloro livre no efluente reagindo possivelmente com a amônia, formando cloraminas que são substâncias menos reativas que o cloro livre.

Mendonça et al.(2009) realizaram avaliação ecotoxicológica das amostras de efluentes sanitários antes e após etapas de tratamento. Empregaram os organismos *Vibrio fischeri*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna* e *Lemna minor*. Os autores relatam que os estudos demonstraram que a toxicidade de águas residuárias é dependente do nível de tratamento. Apenas os testes com a alga *Thamnocephalus platyurus* não apresentou sensibilidade e a bactéria *Vibrio fischeri* foi o organismo mais sensível as condições das águas residuárias empregadas.

2.7 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

2.7.1 Coeficiente de Correlação de Pearson

A intensidade da associação linear existente entre as variáveis pode ser quantificada através do chamado coeficiente de correlação linear de Pearson.

A relação entre dados bivariados é frequentemente apresentada por coeficientes de correlação (Equação 6).

$$\rho = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (6)$$

Onde: x_1, y_1, x_n, y_n , são os valores medidos para ambas as variáveis.

O sinal do coeficiente da correlação é positivo se as variáveis são diretamente relacionadas e negativas se forem inversamente relacionadas. O coeficiente varia de -1 à + 1. A proximidade com +1 ou com -1 mede a proximidade de uma relação linear (NIVEN; DEUTSCH, 2012).

Em uma relação positiva entre duas variáveis X e Y, indica que aumentando o valor de X, ocorre um aumento no valor da variável Y (PREMATUNGA, 2012).

Uma vez estabelecida a correlação, pode ser criado um modelo que permite ao pesquisador usar uma variável explicativa para prever um resultado, esta técnica estatística é conhecida como modelo de regressão linear simples (PREMATUNGA, 2012). Bivariada, parcial e correlação múltipla, são variantes comuns da análise de correlação. Correlação bivariada mede a relação entre duas variáveis. Correlação parcial examina a relação entre duas variáveis, tendo em consideração o efeito de uma terceira variável. Correlação múltipla examina a correlação entre a variável dependente e o efeito combinado de outra predita. Softwares estatísticos tem se tornado uma ferramenta comum para calcular diferentes correlações estatísticas (PREMATUNGA, 2012).

O coeficiente mais utilizado para medir correlações entre variáveis é o coeficiente de Pearson (Pearson r), que fornece um valor para a magnitude e a direção de uma relação linear. O valor do coeficiente de Pearson (r) varia entre -1,00 e +1,00. Um coeficiente de correlação zero indica nenhuma relação entre as variáveis; -1,00 indica uma relação negativa perfeita e linear e 1,00 indica uma relação positiva perfeita e linear.

Um teste estatístico pode ser realizado para avaliar a significância de uma relação entre duas variáveis. A hipótese nula é que não há relação linear entre as duas variáveis. Apesar de um valor baixo de coeficiente de correlação é possível haver significância, quando se tem maior número de amostras. Valor de p é utilizado para avaliar estatisticamente o valor da significância, considerando que a importância prática pode ser avaliada com um indicador conhecido como coeficiente de determinação (R^2).

O coeficiente de determinação é o valor do quadrado do coeficiente de correlação de Pearson. Ela descreve a proporção de variância no resultado da variável predita. Por exemplo, se duas variáveis possuem um coeficiente de correlação de 0,6 ($R^2=0,36$), portando, 36% da variação do resultado na variável pode ser explicado pela variável predita. A maioria dos pacotes estatísticos computam os valores r de pearson juntamente com o p -valor.

2.7.2 Análise de Componentes Principais - ACP

A Análise de Componentes Principais (ACP) é usada para transformar os dados para duas dimensões e, assim, fazer uma estimativa da similaridade dos dados. A ACP é uma técnica que indica as associações entre variáveis reduzindo, assim, a dimensão do número de dados e agrupando aquelas com maior similaridade (KUMMER et al., 2010).

A análise multivariada de componentes principais pode servir para agrupar indivíduos com características semelhantes e estudar suas correlações (VALLADARES et al., 2008).

O propósito da análise de componentes principais é a redução da complexidade dos dados multivariados e a detecção de estrutura na relação entre os dados, transformando-os em um novo conjunto de variáveis, as chamadas componentes principais, escritas como uma combinação linear das variáveis originais. As contribuições de cada variável nas componentes principais correspondem aos pesos ("*loadings*"). Nas novas componentes geradas, as n componentes que expliquem a maior variabilidade dos dados são escolhidas de modo a caracterizar a base de dados. A primeira componente principal explica a maior proporção da variância total entre todas as combinações lineares dos dados originais, a segunda terá menor proporção de variância total que a primeira e assim sucessivamente (NONATO, 2007).

2.7.3 Regressão Linear

Chiu e Tavella (2008) citam que análise de regressão é a técnica de quantificar a dependência entre variáveis dependentes e independentes. As formas de modelar funções contínuas são as regressões lineares simples, lineares múltiplas e não lineares (BRAGA, 2010).

2.7.3.1 Regressão linear simples

Nas regressões lineares simples existe uma relação linear implícita entre as duas variáveis, chamadas de variável dependente e independente (CHIU e TAVELLA, 2008). A equação (7) é dada por:

$$Y = \alpha + \beta X \quad (7)$$

Onde: α e β são os coeficientes da regressão.

Os coeficientes de regressão podem ser estimados pelo método dos mínimos quadráticos, que consiste em minimizar os erros entre o dado atual e a estimativa da linha (BRAGA, 2010).

2.7.3.2 Regressão linear múltipla

A regressão linear múltipla é a extensão da regressão linear simples. Existe uma única variável dependente e mais de uma variável independente. Pode ser descrita como:

$$Y = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + b_3 X_3 + \dots + b_n X_n \quad (8)$$

Onde: b_0 = Constante que representa o valor de Y para X igual a zero.

b_i = Coeficiente de regressão para cada X. É calculada utilizando o método dos mínimos quadráticos.

Podemos inferir que assim como na regressão linear simples, a resposta da regressão deve ser contínua, ou seja, não se pode utilizar regressão linear para prever uma variável ordinal. Além disso, as observações devem ser independentes e a amostragem randômica para que se possa utilizar a regressão para fazer inferência sobre a população de interesse (BRAGA, 2010).

3 METODOLOGIA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO

A estação de tratamento de efluentes sanitários do tipo lodo ativado de aeração prolongada e fluxo contínuo, onde as amostras foram coletadas, é de propriedade de uma indústria e está localizada na região metropolitana de Curitiba. A ETE instalada nessa indústria tem como finalidade promover o tratamento dos efluentes provenientes dos sanitários, vestiários e refeitórios dos três turnos contínuos.

As unidades utilizadas para o tratamento são: fossa séptica, tanque de equalização, reatores ou lagoas aeróbias/anaeróbias, decantador e unidade de desinfecção (Figura 5).

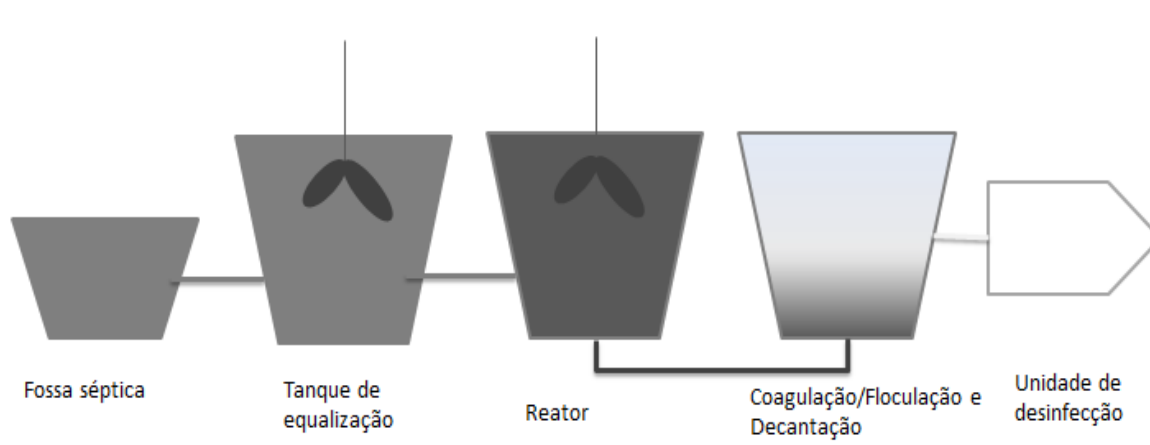


Figura 5 – Esquema simplificado das principais unidades de tratamento de efluentes domésticos.

FONTE: Autoria própria.

Como um dos requisitos para a obtenção da Licença de Instalação, o órgão ambiental exigiu o Projeto de Tratamento dos Efluentes Sanitários gerados. A indústria instalou e opera um sistema de tratamento contínuo do tipo Lodo Ativado de Aeração Prolongada.

O sistema de tratamento foi projetado para atender uma vazão de 95 m³/dia de água residuária, quando atingida a capacidade máxima correspondente a 1000 funcionários. Atualmente está operando com uma vazão diária de aproximadamente 80 m³/dia.

Os efluentes gerados são coletados pelo sistema de esgotamento predial e conduzidos até uma fossa séptica. O efluente da fossa séptica é encaminhado para uma elevatória e desta para o tanque de equalização para mistura e homogeneização. O tanque de equalização possui volume de 19 m³ e tempo de detenção aproximado de 5 horas. Deste, a massa líquida homogênea, é continuamente enviada para os reatores biológicos aeróbios e, posteriormente, ao decantador secundário para a separação, por gravidade, das fases sólida/líquida. O decantador possui um volume de 9 m³ e o tempo de detenção é de 2,5 horas. A vazão de reciclo do lodo é de 3,2 m³/h e seu descarte é realizado diariamente de um volume de 1,0 m³.

Antes de ser lançado no corpo receptor, o efluente passa por uma caixa de passagem onde é realizada a cloração.

A estação de tratamento possui quatro reatores biológicos aeróbios, dois em série para cada linha. O volume da unidade de aeração é de 57 m³ e tempo de detenção de 14 horas. A idade do lodo é de 25 dias. A dosagem de policloreto de alumínio é realizada continuamente, com o emprego de bombas, na tubulação de passagem do reator biológico para o decantador. A dosagem de hipoclorito de sódio no efluente tratado também é realizada continuamente e com o auxílio de bombas. Após o processo de desinfecção o efluente é encaminhado para o corpo receptor, córrego sem nome da Bacia do Iguaçu.

Na Figura 6 é apresentado o diagrama de blocos do sistema de tratamento, indicando os pontos de dosagem de policloreto de alumínio, hipoclorito de sódio e o local escolhido para a coleta das amostras.

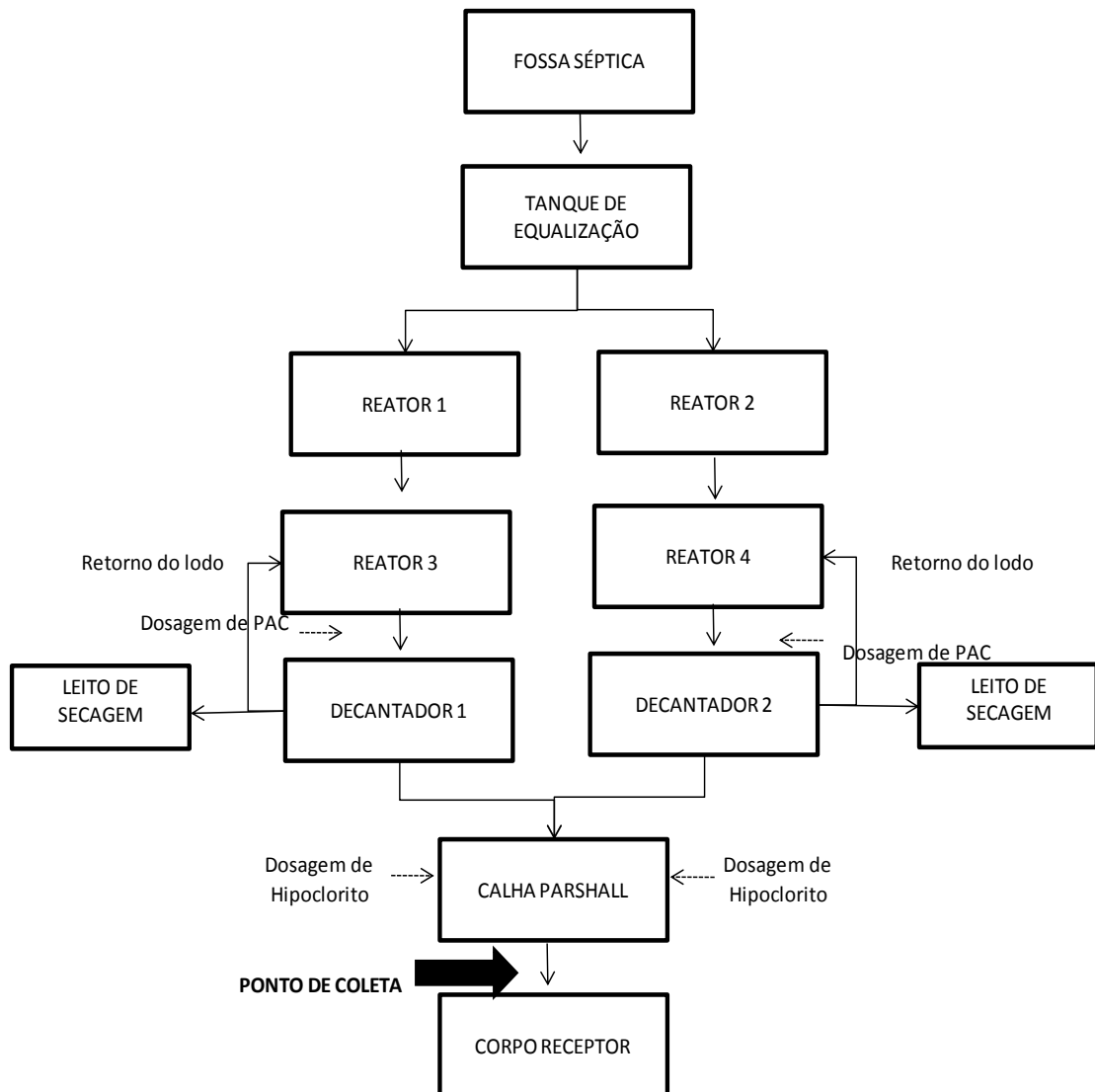


Figura 6 - Fluxograma da Estação de Tratamento com destaque para os locais de dosagem de policloreto de alumínio e de hipoclorito de sódio e do ponto de coleta.
FONTE: Autor

3.2 PROCEDIMENTO PARA OBTENÇÃO DE AMOSTRAS

Para a obtenção das amostras, foi realizada análise preliminar a fim de comparar os resultados da coleta realizada de forma composta e simples.

O primeiro planejamento fatorial realizado foi 2^3 , onde as três variáveis modificáveis seriam vazão, dosagem de coagulante e dosagem de desinfetante. Com esse planejamento seriam realizadas 06 coletas nas condições específicas e em dois níveis diferentes (-) e (+). O nível (-) para vazão é de $3,6 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$ e (+) é de $5,4 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$. O nível (-) para dosagem de coagulante é de $0,02 \text{ mL.L}^{-1}$ e (+) é de $0,04 \text{ mL.L}^{-1}$. O nível (-) para dosagem do hipoclorito de sódio é de $0,05 \text{ mL.L}^{-1}$ e (+) é de $0,11 \text{ mL.L}^{-1}$.

Após as primeiras coletas e análises o planejamento foi alterado para 2^2 , duas variáveis em dois níveis. As duas variáveis são: dosagem de coagulante e dosagem de desinfetante. Com esse planejamento foram realizadas 04 coletas nas condições específicas e em dois níveis diferentes (-) e (+).

A bomba dosadora do policloreto de alumínio foi modificada em duas dosagens: 20% e 40%, o que corresponde, pelas especificações da bomba, em uma vazão de 80 e 160 mL.h^{-1} de PAC adicionado correspondendo a uma concentração teórica de $0,02$ e $0,04 \text{ mL.L}^{-1}$ de PAC no efluente final.

A bomba dosadora de hipoclorito de sódio também foi modificada em 20% e 40%, o que corresponde, pelas especificações da bomba, em uma vazão de 200 mL.L^{-1} e 400 mL.L^{-1} de Hipoclorito, correspondendo uma concentração teórica de $0,05 \text{ mL.L}^{-1}$ e $0,11 \text{ mL.L}^{-1}$ de hipoclorido de sódio no efluente final.

As dosagens dos produtos químicos auxiliares (Policloreto de Alumínio – PAC e Hipoclorito de Sódio) eram modificadas 24 horas antes das coletas, de acordo com o planejamento estabelecido.

As dosagens foram estabelecidas dentro da faixa usual de produtos químicos utilizados pela empresa, modificada diariamente pelo operador da estação conforme necessidade.

O planejamento fatorial 2^2 é demonstrado na Tabela 01.

Tabela 1 - Planejamento das alterações do controle operacional para geração das amostras a serem utilizada

Variável	Nível (-)	Nível (+)
Concentração teórica PAC no efluente em tratamento	$0,02 \text{ mL.L}^{-1}$	$0,04 \text{ mL.L}^{-1}$
Concentração teórica de Hipoclorito no efluente tratado	$0,05 \text{ mL.L}^{-1}$	$0,11 \text{ mL.L}^{-1}$

As dosagens dos produtos químicos auxiliares (Policloreto de Alumínio – PAC e Hipoclorito de Sódio) eram modificadas 24 horas antes das coletas, de acordo com o planejamento estabelecido.

3.2.1 Coleta e Preservação das Amostras para Análises

A preservação das amostras foi feita conforme APHA (2005), sendo utilizados os frascos de polipropileno para DBO₅, preservados sob refrigeração. Os frascos de Polipropileno para DQO e nitrogênio amoniacal foram preservados com ácido sulfúrico até pH < 2. Os frascos de polipropileno para análise de alumínio foram preservados com ácido nítrico até pH < 2.

As análises de oxigênio dissolvido e pH foram realizadas em campo utilizando os seguintes equipamentos: oxímetro Oxi 315i – WTW calibrado, e pHmetroPHtek calibrado RBC. Os dados da coleta como data, hora e condição do tempo foram anotados na ficha de coleta da amostra (APÊNDICE D).

Para a análise da eficiência da estação foi considerado o tempo de detenção, realizando a coleta do efluente tratado 22 horas após a coleta do efluente bruto.

3.2.2 Coleta e Preservação das Amostras para Ensaios de Toxicidade

Para a coleta de amostra e realização dos ensaios com *V. fischeri* e *D. magna* foram utilizados béqueres de vidro de 1000 mL. A partir da amostra homogeneizada os efluentes foram transferidos para os respectivos frascos de vidro de cor âmbar e identificados através de etiquetas adesivas coladas constando: Local de coleta, ponto de amostragem e data e hora da coleta. As fichas de identificação da coleta são demonstradas no APÊNDICE D. As amostras foram acondicionadas em gelo e transportadas até o laboratório onde foram mantidas em refrigeração sob temperatura entre 4 e 5^o C, realizando-se os ensaios até 24 horas após a coleta.

3.3 ANÁLISES FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

As análises físico e químicas foram realizados no laboratório TECLAB, o qual cedeu as instalações, equipamentos e vidrarias. O laboratório está localizado em São José dos Pinhais/PR e é acreditado pelo INMETRO. As análises foram realizadas utilizando-se metodologias padronizadas descritas em APHA (2005).

3.3.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise de Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi realizada de acordo com metodologia descrita em APHA (5220D, 2005). O procedimento consiste basicamente na digestão da amostra em tubo fechado seguida de determinação colorimétrica em 600 nm. Curvas de calibração foram elaboradas entre 50 e 900 mg L⁻¹, utilizando-se padrões de biftalato de potássio.

3.3.2 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) corresponde à quantidade de oxigênio necessária para a metabolização da matéria biodegradável por organismos vivos ou por suas enzimas, em 5 dias de ensaio, nas condições estabelecidas na metodologia APHA (5210B, 2005).

O procedimento simplificado pode ser entendido através da determinação de oxigênio dissolvido na amostra (OD inicial) e medida após um tempo de incubação de 5 dias. (OD final). A diferença do consumo de oxigênio nesse período, descontando o controle e considerando as etapas de diluição, é a medida de DBO₅ expressa como massa de oxigênio consumido por litro de amostra.

3.3.3 Alumínio

A análise da concentração de alumínio foi realizada de acordo com APHA (3500Al-B, 2005). O método espectrofotométrico é baseado na reação entre o íon alumínio e o corante eriocromocianina R (ECR), que em pH próximo a 6,00, forma um complexo de cor avermelhada na proporção do metal presente na amostra.

3.3.4 Cloro residual

O cloro residual foi analisado pelo método espectrofotométrico (APHA 4500-G, 2005) utilizando-se o kit da Merck, código 1.14803.0002. O princípio do método baseia-se na oxidação do cloro livre por o DPD (N,N-dietil-p-fenilenediamina) para formar um complexo róseo de intensidade de cor em proporção direta com a concentração de cloro.

3.3.5 Nitrogênio amoniacal

O nitrogênio amoniacal foi analisado pelo método titulométrico (APHA 4500NH₃-F). A amostra foi diluída, colocada em balão de destilação, seu pH foi ajustado para pH 9,5 com adição de tampão borato e gotas de NaOH 3 mol L⁻¹. O balão foi adaptado no sistema de destilação a quente. A amônia (NH₃) foi diluída em ácido bórico e titulada com ácido sulfúrico.

Além dos parâmetros acima mencionados foram realizadas as análises de óleos e graxas minerais e vegetais, surfactantes e sólidos sedimentáveis, mas os resultados não foram mencionados no estudo por apresentarem valores a baixos dos limites de detecção do método.

3.4 DETERMINAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE CARGA ORGÂNICA

As eficiências (E) de remoção, para as variáveis: DQO e DBO₅ foram calculadas pela Equação 9.

$$E = \{(S_o - S_s) \div S_o\} \times 100 \quad (9)$$

Onde:

E: eficiência de remoção (%);

S_o: concentração afluente (esgoto bruto) (mg.L⁻¹);

S_s: concentração efluente no final do ciclo (mg.L⁻¹).

3.5 ENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA

Os ensaios de toxicidade foram realizados no laboratório TECLAB, que cedeu o espaço e a utilização dos equipamentos, localizado em São José dos Pinhais/PR, acreditado pelo INMETRO.

3.5.1 Ensaios com a Bactéria *Vibrio fischeri*

A metodologia para o ensaio de *V. fischeri* foi a descrita na NBR 15411 (ABNT,2006) - Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente) e ISO 11348: EN ISO 11348-1: (ISO,2007) - *Waterquality—determination of the inhibitory effect of water samples on the light emission of Vibrio fischeri (Luminiscent bacteria test)*.

Foram utilizadas bactérias da espécie *V. fischeri* da linhagem NRRL B-11177.

3.5.1.1 Manutenção e preparo das culturas de *Vibrio fischeri*

As bactérias foram cultivadas em meio de cultura líquido e através do procedimento descrito na norma NBR 15411/06 (ABNT, 2006) foram congeladas e armazenadas em temperaturas de -18°C . As cepas foram reconstituídas apenas no momento de uso. O constituinte do meio líquido de cultivo das bactérias é apresentado no Apêndice A.

Os reagentes foram dissolvidos em 500 mL de água deionizada, o pH foi ajustado para $7,0 \pm 0,2$ e o volume completado para 1L. Em seguida, porções de 50 mL foram transferidas para erlenmeyers com volume nominal de 250 mL, tampados com rolha porosa coberta com papel alumínio e posteriormente autoclavado a 121°C por 20 minutos.

Os frascos, em condições estéreis, com as bactérias da cultura-estoque, foram transferidas com alça de platina para o shaker (envoltos em papel alumínio) e mantidos por 21 horas, sob agitação contínua de 180 rpm e temperatura de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$. Foi medida a turbidez em cada uma das pré-culturas, diluídas de 1:10 com solução de NaCl 2%. O resultado da turbidez foi de 3000 NTU, apresentando-se condições favoráveis para iniciar a cultura principal.

Em seguida, os recipientes foram agitados em agitador de tubos e mantidos ao abrigo da luz e em banho de gelo. Foram adicionados 0,15 mL da pré-cultura em dois erlenmeyeres. Os frascos foram devidamente fechados e agitados em shaker a 180 rpm por 21 horas em temperatura de $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$, envoltos com papel alumínio. Foi determinado novamente a turbidez. Depois a cultura foi distribuída em tubos de centrifugação resfriados.

A cultura foi centrifugada em duas etapas em uma centrífuga refrigerada. Em seguida as bactérias foram ressuspensas com NaCl 2% na proporção de 10 mL para cada 50 mL de cultura. A cultura foi centrifugada uma segunda vez e as bactérias novamente foram ressuspensas com NaCl 2%, porém na proporção de 0,5 mL de NaCl para 50 mL de cultura principal. Os ressuspensos foram transferidos com micropipeta para um béquer resfriado e a suspensão foi mantida sob agitação suave em banho de gelo, adicionando o meio protetor para conservar as bactérias. A composição do meio protetor está descrita no APÊNDICE A.

3.5.1.2 Procedimentos para os testes com amostras de efluentes

O sistema de teste é baseado na medição da luminescência emitida pelas bactérias *V. fischeri* imediatamente após o contato com a amostra (luminosidade inicial) e após a exposição a uma amostra por um período de 30 minutos na temperatura de 15° C, mantido através do termobloco.

A amostra recebe a suspensão de bactérias e mede-se a luminosidade inicial e depois de 30 minutos mede-se a luminosidade final, sendo que os dados foram compilados no software. Para a determinação da luminosidade foi utilizado equipamento Lumistox® Dr Lange300 (Figura 7) com software LUMISSofft4

As amostras foram preparadas obedecendo-se a série de diluições planejada sem diluição (100%), 1:1 (50%), 1:4 (25%), 1:6 (16,6%), 1:8 (12,5%) e 1:16 (6,25%) (ABNT).



Figura 7 - Equipamento Luminímetro - LUMISTOX300 e termobloco
FONTE: Autor

3.5.1.3 Testes de sensibilidade das culturas de *Vibrio fischeri*

Para aferir a sensibilidade dos organismos foram realizados mensalmente testes de sensibilidade de acordo com as normas ISO 11348:1 (2007) e NBR 15411/06 (ABNT, 2006).

Nos testes de sensibilidade, foi usada como substância de referência zinco (Zn^{2+}), na forma de sulfato de zinco ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$). Os resultados foram expressos em CE_{50} . Para o cálculo do CE_{50} foi realizada uma equação da reta (10) para a determinação da concentração da substância de referência que causa uma inibição de 50% da luminosidade.

O gama (γ), que é calculado a partir da porcentagem de inibição (Equação 10).

$$\gamma = \frac{\%inibição \times t}{(100 - \%inibição \times t)} \quad (10)$$

Onde:

γ = gama

t = tempo

Pela equação, 50% da inibição é representada no valor de gama (γ) = 1. A equação da reta é representada pela Equação (11).

$$\log \text{Concentração} = b \times \log \gamma + \log a \quad (11)$$

Os resultados dos testes de sensibilidade estão relacionados no Apêndice C.

3.5.2 Ensaios Com *Daphnia magna*

Os ensaios com *Daphnia magna* foram executados de acordo com a NBR 12713/09 (ABNT, 2009). - Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea ,Cladocera e ISO 6341 (ISO,1996) - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) -- Acute toxicity test (ISO, 1996).

3.5.2.1 Cultivo e manutenção da *Daphnia magna* no laboratório

Para o cultivo da *D. magna*, foi desenvolvida uma água de cultivo adequada, que garante boas condições de vida para as daphnias durante anos. É composta por Meio Básico (soluções conforme apresentado no Apêndice B), que contém sais essenciais característicos da água natural (Ca, Mg, K, Na) e pelo meio M4 formado por soluções de elementos traços e vitaminas, conforme apresentado no Apêndice B. A água de cultivo foi preparada a partir das soluções do meio básico e meio M4 utilizando a quantidade em mL.L⁻¹, conforme volumes apresentados Apêndice B. A água preparada foi aerada por 24 horas, tempo suficiente para que o pH se estabilize e o oxigênio dissolvido atinja a saturação.

3.5.2.2 Cultura preparada para conjunto de testes

A cultura foi iniciada apenas com fêmeas (matriz), uma vez que as daphnias se reproduzem por partenogênese.

Para começar a cultura, as matrizes foram mantidas isoladas em bequer de vidro de 100 mL. Tal procedimento permitiu a observação do desenvolvimento de cada organismo, o que possibilitou a seleção das mais aptas à reprodução e a exclusão daquelas que mostram algum tipo de alteração morfológica.

Os neonatos das matrizes foram transferidos em grupos de 150 indivíduos para recipientes contendo aproximadamente 1,5 L de água de cultivo. No 5º ou 6º dia de idade, o grupo de jovens foi novamente dividido em grupos menores, de 25 a 30 indivíduos. Aproximadamente no 7º dia, esses indivíduos também começam a reproduzir-se. No início são poucos filhotes por cria, porém, aproximadamente a partir do 12º dia de vida, o número aumenta para cerca de 30 a 50 filhotes por matriz. Esses neonatos, que correspondem à terceira geração, podem ser usados como organismos-testes e dar continuidade ao cultivo. O conjunto de organismos da mesma geração corresponde a um lote de espécimes de daphnias.

Uma vez por semana, os microcrustáceos eram transferidas para outro recipiente, contendo água de cultivo fresca, cuja temperatura não pode diferir em mais de 3°C daquela em que estavam.

3.5.2.3 Realização dos testes

Para obtenção dos organismos-teste 24 horas antes do ensaio as fêmeas ovígeras foram separadas e transferidas para outro recipiente com meio de cultura fresco. No dia seguinte, as daphnias então nascidas foram utilizadas para realização dos testes.

Antes do ensaio foram verificados os parâmetros de dureza da água a ser empregada nas diluições, pH, OD inicial e final. Para todos os testes, a dureza da água deve ser de 175 à 225 mg.L⁻¹ e o pH deve estar na faixa entre 7,6 e 8,0. Estes valores foram registrados no registro demonstrado no Apêndice E. Diariamente foi registrada a temperatura do ambiente, que deve ficar entre 18 e 22°C.

Para a realização dos testes foram utilizados béqueres de 50 mL. Foram preparadas amostras de efluente nas condições: sem diluição (100%), diluídas 1:1 (50%), 1:4 (25%), 1:8 (12,5%) e 1:16 (6,25%). Para cada diluição foram adicionados 20 organismos-teste com auxílio de uma pipeta de Pasteur, evitando a transferência de água para solução teste, diminuindo a probabilidade de diluição da solução-teste (Figura 8).



Figura 8 - Cultivo do microcrustáceo e série de diluições para realização dos ensaios com *D. magna*

FONTE: Autoria própria.

Os recipientes de teste devem ficar protegidos e em local escuro, por isso foram cobertos com filme de PVC e papel alumínio (Figura 9 e 10). Todos os ensaios foram realizados em duplicata.



Figura 9 – Batelada de ensaios protegida pelo filme de PVC

FONTE: Autoria própria.



Figura 10 – Batelada de ensaios protegida por papel alumínio

FONTE: Autoria própria.

Como resultado do ensaio, foi registrado o número de indivíduos imóveis em cada solução-teste e, eventualmente, no controle (APÊNDICE E). São considerados imóveis, além dos organismos aparentemente mortos, aqueles incapazes de nadar na coluna d'água até 15 segundos após leve agitação do recipiente.

Os resultados foram expressos em FT_D (fator de Toxicidade).

3.5.2.4 Teste de sensibilidade das culturas de *Daphnia magna*

Foram realizados mensalmente testes de sensibilidade de acordo com as normas ABNT- NBR 12713/2009, ISO 6341:1996 e USEPA (2002).

Nos testes de sensibilidade, foram utilizados como substâncias de referência cobre e dicromato de potássio. Os resultados foram expressos em CE_{50} e são mostrados no Apêndice C utilizando-se as duas substâncias de referências. O método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (HAMILTON; RUSSO; THURSTON, 1977, USEPA, 2002) foi utilizado para cálculo da CE_{50} .

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA E DESENVOLVIMENTO DE MODELOS

Tratamento estatístico e ferramentas de correlação foram realizados entre os dados físico-químicos e toxicológicos utilizando STATISTICA 6.0. Análise de Componentes Principais - PCA, coeficiente de correlação de Pearson (r) e modelo de regressão linear foram computados entre a toxicidade e variáveis físico-químicas.

Para análise de correlação, o fator de correlação está entre -1 e 1. (0: nenhuma correlação e ± 1 : correlação elevada). Um valor positivo indica que os dois parâmetros correlacionam-se aumentando simultaneamente. Esta análise contém um teste de significância. O nível de significância é então obtido e um valor abaixo deste nível indica que não há nenhuma correlação (GRAVIER et al., 2008).

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o acompanhamento realizado antes das amostragens foi possível observar que em situações normais, o sistema opera com dosagens baixas de coagulante e hipoclorito de sódio. O operador realiza as modificações das dosagens dos produtos químicos para obter uma melhor sedimentação do lodo e um efluente mais clarificado e com menos odor, conforme necessidade.

4.1 EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO – DQO E DBO₅

O cálculo de eficiência de remoção foi realizado em termos de remoção de carga orgânica do efluente.

Nas Tabelas 2 e 3 são apresentados valores de eficiência de remoção em termos de DQO e DBO₅.

Tabela 2 - Eficiência de remoção de DQO da Estação de Tratamento de Efluentes

Coleta	Nível		DQO efl.bruto (mgO ₂ .L ⁻¹)	DQO efl. tratado (mgO ₂ .L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
	PAC	Hipoclorito			
1	+	-	890,0± 8,1	9,5± 0,7	98,93±0,06
2	-	+	919,0± 7,6	47,0± 1,4	94,89±0,07
3	-	-	745,0± 7,1	33,2± 1,1	95,54±0,10
4	+	+	912,5± 4,7	32,5± 0,9	96,44±0,01

Tabela 3 - Eficiência de remoção de DBO₅ da Estação de Tratamento de efluentes

Coleta	Nível		DBO efl.bruto (mgO ₂ .L ⁻¹)	DBO efl. tratado (mgO ₂ .L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)
	PAC	Hipoclorito			
1			418,1± 4,1	<2,0	99,5 ±0
2	+	-	540,5± 4,7	2,8±0,2	99,5±0,03
3	-	+	380,5± 3,5	7,2±0,6	98,1±0,15
4	-	-	420,0± 2,1	9,7±0,1	97,7±0,01

Os valores determinados apresentaram-se na faixa de 94,8% e 98,9%, para remoção de DQO e entre 97,70 e 99,52%, para DBO₅, mostrando-se eficiente para o nível de tratamento. De acordo com Metcalf: Eddy (2003) sistema de lodos ativados de aeração prolongada, para tratamento de efluente sanitário, possui uma eficiência média entre 92 e 98%.

Com relação a legislação os efluentes estão adequados uma vez que a Resolução CONAMA 430/11, estabelece uma remoção mínima de 60%, todas as amostras apresentaram remoção acima do limite mínimo permitido.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS AMOSTRAS SIMPLES E COMPOSTAS DE EFLUENTES TRATADOS

4.2.1 Análises Físico e químicas

No nível (-) de dosagem do hipoclorito de sódio e (-) de dosagem de policloreto de alumínio foi realizada a amostragem simples e composta para comparação e definição do tipo de amostragem a ser realizada (Tabela 4).

Tabela 4 – Resultados das análises físico e químicas – amostras simples e composta

Amostragem	DBO ₅ mgO ₂ .L ⁻¹	NH ₄ ⁺ mg.L ⁻¹	Cloro mg.L ⁻¹	T (°C)	Al mg.L ⁻¹	pH	OD mgO ₂ .L ⁻¹
Simples	7,2±0,6	0,09±0,02	0,11±0,02	16,2±0,2	<0,05	7,3	4,60
Composta	8,0 ±1,3	0,11 ±0,04	0,09 ±0,03	16,0 ±0,3	<0,05	7,4	4,50

T = Temperatura NH₄⁺ = Nitrogênio Amoniacal

Na Tabela 4 é demonstrada a comparação entre as duas amostragens (simples e composta) para os parâmetros físico-químicos.

Avaliando os resultados obtidos percebe-se que não há diferença significativa entre as duas amostragens, sendo demonstrado que a equalização funciona como uma unidade “pulmão”, realizando a adequada homogeneização do efluente gerado.

Após a realização das análises, optou-se por realizar a amostragem simples dos demais ensaios e análises.

4.2.2 Ensaios de toxicidade

Nas tabelas 5 e 6 é possível observar a comparação dos ensaios de toxicidade, realizado com a *V. fischeri* e *D. magna* nas amostragens simples e composta no nível (-) e (-).

Tabela 5 - Resultados do ensaio de toxicidade (*V. fischeri*) - amostragem simples e composta

Concentração do efluente (%) / Fator de diluição						FT			
	%	FD	%	FD	%	FD			
Amostras	100	1	50	2	25	4	16,66 6	12,5 8	
Simples	-0,05 ± 0,35		0,05 ± 0,21		0,35 ± 0,07		-0,90 ± 0,84	-0,45 ± 1,06	1
Composta	2,85 ± 0,07		0,85 ± 0,77		0,30 ± 0,28		0,50 ± 0,00	0,60 ± 0,14	1

FT= Fator de toxicidade

FD = Fator de diluição

Tabela 6 - Resultados do ensaio de toxicidade (*D. magna*) - amostragem simples e composta

Concentração do efluente (%) / Fator de diluição						FT			
	%	FD	%	FD	%	FD			
Amostras	100	1	50	2	25	4	16,66 6	12,5 8	
Simples	0		0		0		0	0	1
Composta	0		0		0		0	0	1

FT= Fator de toxicidade

FD = Fator de diluição

Observando as tabelas, podemos perceber a comparação dos ensaios de toxicidade, realizado com a *D. magna* e *V. fischeri* na amostragem simples e composta no nível (-) e (+).

As tabelas demonstram que nas duas amostragens, o resultado em termos de fator de toxicidade é o mesmo.

Considerando que nas amostragens simples e composta as diferenças dos parâmetros físico-químicos e toxicológicos não foram significativas e que para a realização dos ensaios de toxicidade e que as metodologias estabelecem que o ensaio seja iniciado o mais rápido possível.

4.3 ANÁLISES PRELIMINARES – MODIFICAÇÃO DA VAZÃO DE TRATAMENTO

Preliminarmente foram realizadas as alterações segundo o planejamento 2³.

Foram realizadas modificações nas vazões de tratamento em dois níveis: 3,6 m³.h⁻¹ e 5,4 m³.h⁻¹, as amostras obtidas na maior vazão mostraram-se um valor de DQO e DBO₅ muito acima dos demais valores, apresentando-se valores médios de DQO de 141,0 e 123,5 mg O₂.L⁻¹ e de DBO₅ de 76,4 e 72,2 mg O₂.L⁻¹.

Observou-se um acréscimo nos valores e uma queda na eficiência de tratamento, apresentando valores de eficiência de remoção de DQO médios de 84,1 e 88,8 % e remoção de DBO₅ médios de 80,9 e 86,8%.

Sendo o interesse apresentar os resultados na faixa usual da empresa, optou-se por realizar o planejamento variando-se apenas duas variáveis em dois níveis diferentes, gerando um planejamento 2².

A alteração operacional para a maior vazão, só ocorre na empresa em situações extraordinárias, como ocorrências de vazamento ou limpeza.

4.4 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO EFLUENTE TRATADO

A Licença de Operação, da indústria onde foi realizado o estudo, foi emitida pelo Instituto Ambiental do Paraná, onde são especificados os limites máximos permitidos para lançamento do efluente sanitário gerado em corpo receptor (Anexo A).

Outro documento necessário, para o lançamento de efluentes é a Outorga de Lançamento de efluentes, emitida pelo Instituto das Águas do Paraná. A Indústria em questão possui a outorga, onde são especificados os limites máximos permitidos (Anexo B). Na Tabela 7 são apresentados os limites máximos permitidos para os parâmetros de interesse para este trabalho, especificados nas legislações federais e estaduais, na Licença de Operação emitida pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP (Anexo A) da indústria e na Outorga de Lançamento (Anexo B), emitida pelo Instituto das Águas do Paraná.

Tabela 7 - Limites máximos permitidos para lançamento de efluentes, a nível Federal e Estadual e especificados na Licença de Operação e Outorga de Lançamento da empresa analisada

Parâmetros	VMP (Federal)		VMP (Estadual)	VMP (LO)	VMP (Outorga)
	CONAMA 357	CONAMA 430	CEMA 70		
Ph	Entre 5 e 9	Entre 5 e 9	Entre 5 e 9	Entre 5 e 9	NE
Temperatura	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C	Inferior a 40°C	NE
DBO(mgO₂.L⁻¹)	NE	120	50	NE	50
DQO(mgO₂.L⁻¹)	NE	NE	200	NE	125
Nitrogênio amoniacal	20 mg/L	NE	NE	NE	NE
Cloro residual	NE	NE	NE	NE	NE
Alumínio	NE	NE	NE	NE	NE
Oxigênio dissolvido	NE	NE	NE	NE	NE

NE: Não estabelecido

Para a definição dos parâmetros a serem analisados, foi avaliado o histórico das análises do efluente.

Foram descartados os parâmetros de óleos e graxas, surfactantes, sólidos sedimentáveis e suspensos por apresentarem valores baixos no seu histórico anual.

O parâmetro de óleos e graxas minerais apresentou, durante um período de acompanhamento de 12 meses, valores abaixo do limite de detecção valores <0,5 mg.L⁻¹. Óleos e graxas vegetais apresentou todos os valores também como <0,5 mg.L⁻¹, sendo que em apenas um mês apresentou valor de 8 mg.L⁻¹.

Com relação ao parâmetro de surfactantes, foram realizadas as análises mensais e os parâmetros apresentaram-se na faixa de 0,04 e 0,07 mg.L⁻¹.

Na Tabela 8 são apresentados os resultados das análises físico - químicas do efluente doméstico tratado e a avaliação da eficiência da remoção da DQO e DBO₅, considerando uma vazão de 3,6 m³.h⁻¹.

Conforme apresentado na Tabela 8 todos os parâmetros atenderam aos limites especificado no CONAMA 357/05, CONAMA 430/2011, Anexo 7 da Resolução CEMA 70/09, Licença de Operação emitida pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP e Outorga de Lançamento de efluentes, emitida pelo Instituto das Águas do Paraná.

O valor mais restritivo, estipulado pelas legislações, para DQO é de 125 mg O₂.L⁻¹, os valores apresentarem-se na faixa de 47,0 mgO₂.L⁻¹ e 9,5 mgO₂.L⁻¹. O valor mais restritivo para DBO₅ é de 50 mg O₂.L⁻¹, conforme demonstrado na Tabela 03, os valores apresentaram-se na faixa de <2,0 e 9,7 mgO₂.L⁻¹.

Com relação ao nitrogênio amoniacal, é estabelecido o valor de 20 mg.L⁻¹, os valores apresentaram-se na faixa de 0,09 e 1,86 mg.L⁻¹.

A temperatura do efluente deve ser inferior à 40°C, o maior valor apresentado foi de 25°C, sendo que a temperatura do corpo receptor não deve exceder 3°C no limite da zona de mistura.

O parâmetro de pH deve estar entre 5,0 e 9,0, todos os valores apresentaram-se nesta faixa.

Importante salientar que as Resoluções e Licenças não estipulam valor máximo permitido para lançamento dos parâmetros de cloro residual e alumínio, parâmetros estes que podem contribuir para a toxicidade dos efluentes e inúmeras estações de tratamento utilizam produtos a base desses componentes para desinfecção e clarificação.

Tabela 8 - Resultados das análises físico- químicas do efluente doméstico tratado e limites máximos permitidos para lançamento de efluentes em nível Federal e Estadual e especificados na Licença de Operação e Outorga de Lançamento da empresa analisada (vazão 3,6 m³.h⁻¹)

Coleta	PAC	Hipoclorito	Parâmetros físico-químicos							
			DQO mgO ₂ .L ⁻¹	DBO ₅ mgO ₂ .L ⁻¹	Nitrogênio Amoniacal mg.L ⁻¹	Cloro mg.L ⁻¹	Temperatura - Efluente (°C)	Alumínio mg.L ⁻¹	pH	OD mgO ₂ .L ⁻¹
1	(+)	(-)	9,5±0,7	<2,0	0,49±0,01	0,06±0,02	21,3±0,2	0,115±0,01	6,7	4,57
2	(-)	(+)	47,0±1,4	2,8±0,2	0,09±0,01	3,01±0,01	25,0±0,1	0,040±0	6,9	4,63
3	(-)	(-)	33,2±1,1	7,2±0,6	0,09±0,02	0,11±0,02	16,2±0,2	<0,05	7,3	4,60
4	(+)	(+)	32,5±0,9	9,7±0,1	1,86±0,06	0,24±0,01	18,8±0,2	0,040±0	6,6	5,37
VMP (mais restritivo)			125	50	20	NE	Inferior a 40°C	NE	Entre 5 e 9	NE

Notas:

NE=Não especificado

VMP=Valor máximo permitido

PAC (+) = 0,04 mL.L⁻¹

PAC (-) = 0,02 mL.L⁻¹

Hipoclorito (+) = 0,11 mL.L⁻¹

Hipoclorito (-) = 0,05 mL.L⁻¹

OD = Oxigênio dissolvido

DQO =Demanda Química de Oxigênio

DBO₅ = Demanda Bioquímica de Oxigênio

pH= Potencial Hidrogeniônico

No estado de São Paulo, o Decreto 8468/76 (SÃO PAULO, 1976), estabelece em seu artigo 18 as condições para lançamento de efluentes em águas superficiais devem estabelecer os seguintes valores máximos: pH deve estar entre 5 e 9, DBO_5 deve ser no máximo $60 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$, este limite pode ser ultrapassado se a eficiência de remoção for superior a 80%.

No estado do Rio Grande do Sul, conforme disposto na Resolução CONSEMA Nº 128/2006, estabelece o alumínio como um parâmetro de monitoramento para efluente. É estabelecido o valor máximo de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O pH estipulado é na faixa de 6 a 9. Os valores de DQO e DBO_5 são estipulados em função da vazão de lançamento. Estações de tratamento que possuem vazão na faixa de 20 a $100 \text{ m}^3/\text{dia}$ devem obedecer ao valor máximo de DQO de 360 e de DBO_5 de $150 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$.

No estado de Santa Catarina, conforme disposto na Lei Nº 14.675/09, e decreto 14.250/81 o limite máximo permitido para lançamento de efluentes são: pH, entre 6 e 9, DBO_5 máximo de 60, sendo a eficiência mínima de remoção de 80%.

4.5 RESULTADO DOS ENSAIOS DE TOXICIDADE

A Tabela 9 apresenta os resultados dos ensaios de toxicidade, em fator de toxicidade (FT), realizados com *V. fischeri*.

Para a realização das análises foi feito o ensaio inicialmente do branco, este apresentou valores de inibição inferiores a 0,1.

Os resultados dos efeitos observados foram expressos em fator de toxicidade (FT) que corresponde à primeira diluição na qual a porcentagem de inibição da luminescência é inferior a 20%.

Tabela 9 – Resultados da inibição da luminescência (%) de *Vibrio fischeri* observada durante os ensaios de toxicidade das amostras de efluente doméstico tratado pelo sistema de lodo ativado

Coleta	Concentração do efluente (%) / Fator de diluição												FT
	PAC	HIPO	%	FD	%	FD	%	FD	%	FD	%	FD	
			100	1	50	2	25	4	16,66	6	12,5	8	
1	+	-	31,85 ± 0,21		10,35 ± 0,21		0,85 ± 0,07		0,10 ± 0,00		0,00 ± 0,00		2
2	-	+	87,45 ± 0,20		69,90 ± 0,14		11,40 ± 2,26		3,55 ± 0,49		-1,55 ± 0,07		4
3	-	-	-0,05 ± 0,35		0,05 ± 0,21		0,35 ± 0,07		-0,90 ± 0,84		-0,45 ± 1,06		1
4	+	+	0,55 ± 0,21		0,15 ± 0,63		1,25 ± 1,06		-0,05 ± 0,49		0,25 ± 0,07		1

FT= Fator de toxicidade

FD= Fator de diluição

Am = Amostra

% = Porcentagem de diluição do efluente

As amostras 1 e 2 sem diluição (100%) apresentaram para a bactéria *V. Fischeri* efeito inibitório na faixa de 30% da luminescência o que é considerado efeito deletério. Com diluição 1:2 (50%) apresentaram efeito superior a 10% e inferior a 20% sendo então esta toxicidade classificada como FT igual a 2. Enquanto que para as amostras 3 e 4 foi necessário estabelecer diluição de 1:4 (25%) para que o efeito de inibição da luminescência atingisse valor inferior a 20%. As amostras 5 a 8, referentes às coletas 3 e 4, não apresentaram significativa inibição de luminescência mesmo quando não diluídas e foram classificadas como FT igual a 1.

As amostras 1 e 2 sem diluição (100%) apresentaram para a bactéria *V. Fischeri* efeito inibitório na faixa de 30% da luminescência o que é considerado efeito deletério. Com diluição 1:2 (50%) apresentaram efeito superior a 10% e inferior a 20% sendo então esta toxicidade classificada como FT igual a 2. Enquanto que para as amostras 3 e 4 foi necessário estabelecer diluição de 1:4 (25%) para que o efeito de inibição da luminescência atingisse valor inferior a 20%. As amostras 5 a 8, referentes às coletas 3 e 4, não apresentaram significativa inibição de luminescência mesmo quando não diluídas e foram classificadas como FT igual a 1.

A tabela 10 apresenta os resultados dos ensaios de toxicidade, em fator de toxicidade (FT), realizados com *D. magna*.

Tabela 10 - Resultados dos ensaios de toxicidade realizados com *D. magna*

Coleta	PAC	HIPO	Organismos imóveis / Fator de diluição								FT		
			%	Fd	%	Fd	%	Fd	%	Fd			
			100	1	50	2	25	4	16,66	6	12,5	8	
1	+	-	8 ± 0		5 ± 0		2 ± 0		0		0		4
2	-	+	18 ± 0		14 ± 0		7 ± 0		0		0		4
3	-	-	0		0		0		0		0		1
4	+	+	0		0		0		0		0		1

FT= Fator de toxicidade

FD= Fator de diluição

Am = Amostra

% = Porcentagem de diluição do efluente

Para o microcrustáceo *D. magna*, o FT corresponde ao menor valor de diluição da amostra na qual não se observa imobilidade maior que 10% nos organismos expostos, e deve ser determinado através da observação direta da mobilidade dos organismos (ABNT, 2009).

Na amostra 1, diluição 25%, a amostra apresentou 10% dos organismos imóveis, caracterizando o resultado como FT=4. Na amostra 02, diluição 16,6% não houve a imobilidade de nenhum microrganismos, sendo amostra considerada não tóxica. Na diluição 25%, houve a imobilidade de 7 organismos, caracterizando o resultado como FT=4.

Com relação à *D. magna*, no momento do ensaio foi realizada a análise de pH e dureza. O resultado de pH em todas as análises ficou entre 7,7 e 7,8. A ABNT-NBR 12713 (2009) estabelece o valor de pH para *D. magna* entre 7,6 e 8,0 e de dureza entre 175 a 225 mg CaCO₃.L⁻¹.

Nos ensaios realizados a dureza em todas as amostras esteve entre 177 e 179 mg CaCO₃.L⁻¹. A ficha de controle é apresentada no APÊNDICE E.

A Resolução CEMA 81/2010, não estabelece os valores máximos permitidos de toxicidade para efluentes sanitários. No entanto, cita em seu artigo 9º que estes devem ser monitorados por um período de dois anos para posterior definição dos padrões e limites máximos por norma complementar.

As amostras das coletas 1 e 2 não atenderiam ao máximo permitido pela Portaria emitida pela Fundação do Meio Ambiente – FATMA, no Estado de Santa Catarina que estabelece, através da Portaria FATMA Nº 17/2002, o limite de FT=1 de toxicidade para *D. magna* e FT=4 de toxicidade para a *V. fischeri*.

4.6 CORRELAÇÕES DAS ANÁLISES FÍSICO E QUÍMICAS E ENSAIOS DE TOXICIDADE

Para análise da correlação dos parâmetros físico-químicos e dos valores de toxicidade, utilizou-se a correlação de Pearson.

A correlação foi utilizada para a verificação de quais são os parâmetros que contribuem para o aumento da toxicidade.

A Tabela 11 apresenta a correlação dos parâmetros físico-químicos e ensaios de toxicidade, utilizando-se os dados das amostragens simples e vazão 3,6 m³/h. Os valores em vermelhos são os apresentaram significância pela correlação.

Tabela 11 - Correlação de Pearson para análises físico – químicas e ensaios de toxicidade.

	Cloro residual	pH	OD	DQO	DBO	Alumínio	Nitrog Amoniacal	<i>D. magna</i>	<i>V. fischeri</i>
Cloro residual	1,00	-0,24	-0,25	0,73	-0,44	0,98	-0,39	0,55	0,93
pH	-0,24	1,00	0,31	0,47	0,79	-0,40	0,08	-0,89	-0,55
OD	-0,25	0,31	1,00	0,15	0,81	-0,25	0,95	-0,61	-0,46
DQO	0,73	0,47	0,15	1,00	0,24	0,61	-0,13	-0,17	0,43
DBO	-0,44	0,79	0,81	0,24	1,00	-0,54	0,67	-0,95	-0,73
Alumínio	0,98	-0,40	-0,25	0,61	-0,54	1,00	-0,34	0,67	0,97
Nitrog Amoniacal	-0,39	0,08	0,95	-0,13	0,67	-0,34	1,00	-0,47	-0,49
<i>D. magna</i>	0,55	-0,89	-0,61	-0,17	-0,95	0,67	-0,47	1,00	0,82
<i>V. fischeri</i>	0,93	-0,55	-0,46	0,43	-0,73	0,97	-0,49	0,82	1,00

4.6.1 Correlação entre os Resultados dos Testes de Toxicidade de *D. magna* e Parâmetros Físico-químicos

A correlação de Pearson foi negativamente relacionada entre o fator de toxicidade sobre *D. magna* e a unidade de pH (-0,89) e concentração de DBO₅ (-0,95).

A correlação negativa entre o fator de toxicidade e a unidade de pH pode ser explicada porque em valores de pH baixos (6,6 à 7,3), o ácido hipocloroso - HOCl é a espécie predominante, responsável pela formação de subprodutos da desinfecção - DBP porque tem uma maior capacidade oxidativa do que o OCl⁻, ânion encontrado em um valor de pH maior.

De acordo com Bayo, Angosto, Gómes-López (2009) um aumento no pH do efluente pode aumentar a degradação dos DBPs.

Resultados semelhantes também foram encontrados em pesquisa realizada por Sadiq e Rodriguez (2004) que sugerem que um rigoroso controle de pH seja efetuado, como forma de redução da formação de DBPs.

A correlação negativamente relacionada entre o fator de toxicidade – *Daphnia magna* e a concentração de DBO₅ pode ser explicada porque a porção de DBO₅ pode ser utilizada como alimento pelo organismo, não sendo causador de toxicidade.

4.6.1.1 Análise de Componentes Principais

A análise de componentes principais permitiu a representação dos dados em uma área bivariada (Figura 11). Os dois eixos principais – Componente Principal 1 - PC1 e Componente Principal 2 - PC2, explicam 82,99% da variância total (54,90% e 28,09%).

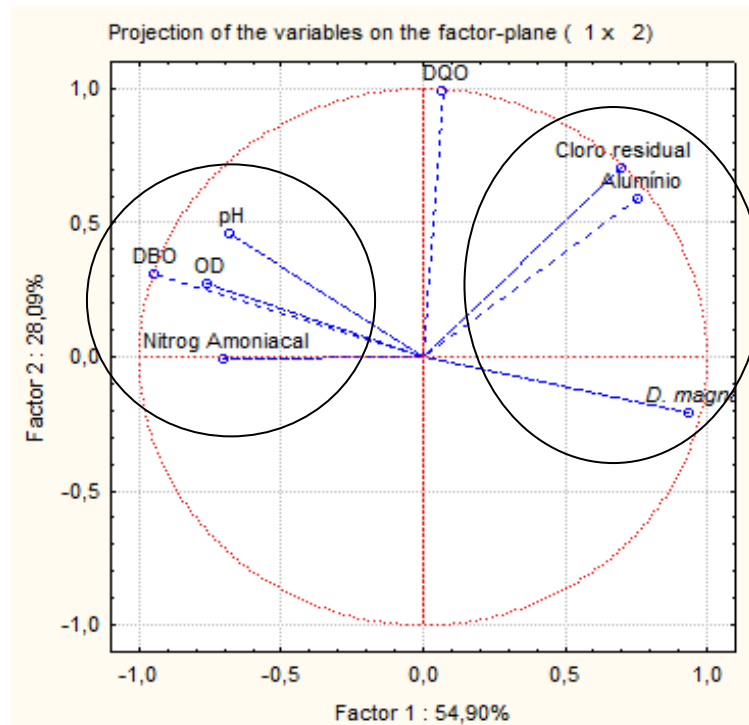


Figura 11 - Representação gráfica dos eixos principais (PC1 e PC2) da análise de componentes principais da matriz de correlação (*D. magna* e parâmetros físico-químicos)

Na representação gráfica (Figura 11) observa-se a relação negativa entre a toxicidade da *D. magna* e os parâmetros de DBO_5 , OD, pH e nitrogênio amoniacal e a relação positiva entre a toxicidade e os parâmetros: DQO, cloro residual e alumínio. No entanto através da correlação de Pearson somente a relação negativa entre a toxicidade sobre a DBO_5 e o pH mostrou-se significativa.

4.6.1.2 Desenvolvimento do modelo de regressão

Utilizando-se os parâmetros que se mostraram significativos pela correlação de Pearson foi desenvolvido um modelo de regressão, sendo o fator de toxicidade *D. magna* como variável dependente e pH e concentração de DBO_5 como variável independente (Equação 12).

$$FT (D. magna) = 21,98625 - 2,54584 \times pH - 0,30841 \times conc. DBO_5 \quad (12)$$

A Equação (12) demonstra a influência negativa da DBO_5 e do pH na formação de toxicidade para a *D. magna*.

A Tabela 12 mostra os valores observados nas análises realizadas e os preditos pela equação.

Tabela 12 - Valores observados e preditos pela equação (12)

Amostras	Valores Observados	Valores Preditos	Residuais	Padrão Pred. V.	Padrão Residual
1	4,000000	4,312336	-0,312336	1,15266	-0,837872
2	4,000000	4,312336	-0,312336	1,15266	-0,837872
3	1,000000	1,335320	-0,335320	-0,74074	-0,899526
4	1,000000	1,057753	-0,057753	-0,91728	-0,154927
5	4,000000	3,618125	0,381875	0,71113	1,024416
6	4,000000	3,525602	0,474398	0,65229	1,272616
7	1,000000	0,919264	0,080736	-1,00536	0,216582
8	1,000000	0,919264	0,080736	-1,00536	0,216582
Mínimo	1,000000	0,919264	-0,335320	-1,00536	-0,899526
Máximo	4,000000	4,312336	0,474398	1,15266	1,272616
Média	2,500000	2,500000	0,000000	0,00000	0,000000
Mediana	2,500000	2,430461	0,011492	-0,04423	0,030827

Observando-se a tabela 12, verifica-se que os valores residuais estão baixos, demonstrando a aplicabilidade da Equação (12), no estudo realizado. O maior valor residual foi de 0,47, representando apenas 11,75% do valor observado.

4.6.2 Correlação *V. fischeri* e Parâmetros Físico-Químicos

De acordo com o estabelecido pela correlação de Pearson, observa-se uma correlação positiva entre o fator de toxicidade da *V. fischeri* e a concentração de alumínio (0,97) e de cloro residual (0,93). Este tipo de correlação também foi descrita em outros estudos (WANG et al., 2007; BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009, MA et al., 2011, MUTAIRI, et al., 2006).

A correlação positiva entre a toxicidade da *V. fischeri* e a concentração de cloro residual pode ser explicada porque um aumento nos níveis de cloro no efluente irá promover reações de halogenação de produtos intermediários (MA et al., 2011) que podem estar relacionadas ao aumento da toxicidade do efluente.

A dosagem de hipoclorito de sódios na estações de tratamento onde o estudo foi realizada é realizada para amenização do odor e clarificação do efluente final, tornando-o melhor visualmente.

A correlação forte e positiva entre o fator de toxicidade da *V. fischeri* e a concentração de alumínio também foi relatada em outros estudos. Ma et al.(2011) relataram que a toxicidade aumentou após a coagulação secundária utilizando-se policloreto de alumínio. Enquanto que Mutairi et al., (2006) observaram uma correlação positiva entre a toxicidade e a concentração de PAC após a clarificação final.

Outra problemática apresentada pela utilização do coagulante à base de alumínio é o resíduo sólido gerado pela estação de tratamento, o lodo apresenta uma concentração elevada de alumínio, dificultando a sua destinação.

Júlio et al. (2009) analisou a concentração de alumínio em estações de tratamento de água da SANEPAR e encontrou valores de alumínio variando entre 30,5 à 200,9 mg.L⁻¹ de alumínio, sendo as amostras com as maiores concentrações de alumínio apresentando-se com os maiores valores de FT para a bactéria *V. fischeri*.

Na empresa onde foi realizado este estudo, a dosagem do PAC é realizada visando a melhoria da eficiência de remoção de DQO do efluente, sendo este um indicador do Sistema de Gestão Ambiental da empresa. Esse indicador prevê melhorias sempre em relação à eficiência do ano anterior (redução de 10%), isso sem avaliar outros dados relevantes como o consumo de produto químico e a geração de lodo e de efluente com maior teor de alumínio.

De acordo com os resultados deste estudo houve uma correlação negativa entre o fator de toxicidade e as concentrações de DBO₅ (-0,73) e Nitrogênio amoniacal (-0,49). O que corresponde dizer que uma maior concentração de DBO₅ não proporciona um maior valor de toxicidade. Uma possível justificativa para os resultados poderia ser a porção de DBO₅ sendo utilizada como alimento pelas bactérias e esta ser halofílica, suportando maior pressão osmótica.

A correlação negativa entre a toxicidade e o nitrogênio amoniacal também foi observada em outros estudos (WANG et al., 2007; BAYO; ANGOSTO; GÓMES-LÓPEZ, 2009).

Wang et al. (2007) relataram que a toxicidade dos efluentes diminuía quando era aumentada a concentração da amônia, o que foi justificado porque a presença de cloro livre no efluente reagindo possivelmente com a amônia, formando cloraminas que são substâncias menos reativas que o cloro livre.

Como alternativa à desinfecção realizada através do cloro, têm-se a utilização da radiação UV, estudos demonstram que a utilização de radiação UV não causou efeito tóxico aos microorganismos. No estudo utilizaram como indicador a *Gammarus fossarum* (BUNDSCHUCH et al., 2011).

Diferente dos métodos de desinfecção utilizando-se o cloro, a radiação ultravioleta não adiciona produtos ao esgoto ou à água. Sendo assim, não há residual desinfetante e a ação da radiação só é efetiva enquanto a fonte estiver ligada ou o líquido estiver passando pelo reator fotoquímico. Essa característica constitui uma das principais vantagens no caso da desinfecção de esgotos, no entanto, representa limitação à água a ser encaminhada para rede de distribuição porque não mantém residual desinfetante.

Outra alternativa é a desinfecção através do ozônio. Em tratamento de esgotos representa maior vantagem quando empregada nas estações de depuração biológica utilizando o oxigênio puro, pelo fato de reutilizar, no reator biológico, o gás ozônio excedente da câmara de ozonização.

Os riscos mais frequentemente evocados referem-se à formação de compostos mutagênicos, a partir dos numerosos produtos residuais industriais (CHERNICHARO, 2001).

A desinfecção de esgotos não tem como objetivo a esterilização completa de todos os microrganismos presentes, mas sim a inativação de microrganismos que possam causar algum risco à saúde humana. O objetivo da desinfecção, tanto da água como dos esgotos, é reduzir o risco de transmissão hídrica de doenças infecciosas tais como: giardíase, amebíase, ascaridíase, cólera entre outros (DANIEL, 2001).

Como alternativa à coagulação, em substituição aos coagulantes à base de alumínio, estudos demonstram que coagulantes naturais são eficientes. O uso de agentes coagulantes naturais, como no caso de taninos vegetais, apresenta uma

menor contribuição de ânions sulfatos no lodo final, menor volume de lodo e obtenção de um lodo orgânico.

Coagulantes naturais como sementes de Moringa oleífera são eficientes para a coagulação/floculação (PATERNIANI; MANTOVANI; SANT'ANNA, 2009). Moringa oleífera é uma planta tropical, cujas sementes apresentam características coagulantes. A sua ação coagulante é atribuída à presença de proteínas catiônicas solúveis na semente (MATOS et al., 2007).

A quitosana, obtida a partir da quitina (carcaças de crustáceos), é um produto natural, de baixo custo, renovável e biodegradável, de grande importância econômica e ambiental. É um biopolímero do tipo polissacarídeo, possui uma estrutura molecular quimicamente similar à fibra vegetal (celulose), diferenciando-se somente nos grupos funcionais. A quitosana é solúvel em meio ácido diluído e forma um polímero catiônico (DANIEL, 2001).

Vaz et al. (2010), utilizaram diversos coagulantes inorgânicos e orgânicos para remoção de cor e turbidez em águas residuárias e relatam que a quitosana mostrou-se mais eficiente.

De acordo com Vaz et al. (2010) já estão sendo comercializados os agentes coagulantes orgânicos Tanfloc SG (Tanac) e Acquapol C1 (Acqua Química). Esses coagulantes são polímeros orgânico/catiônico obtidos por meio de um processo de lixiviação da casca da Acácia negra (*Acácia mearnsii* de wild), constituído basicamente por tanato quartenário de amônio.

4.6.2.1 Análise de componentes principais

A análise de componentes principais permitiu a representação dos dados em uma área bivariada (Figura 12). Os dois eixos principais PC1 e PC2, explicam 83,77% da variância total (55,75% e 28,02%).

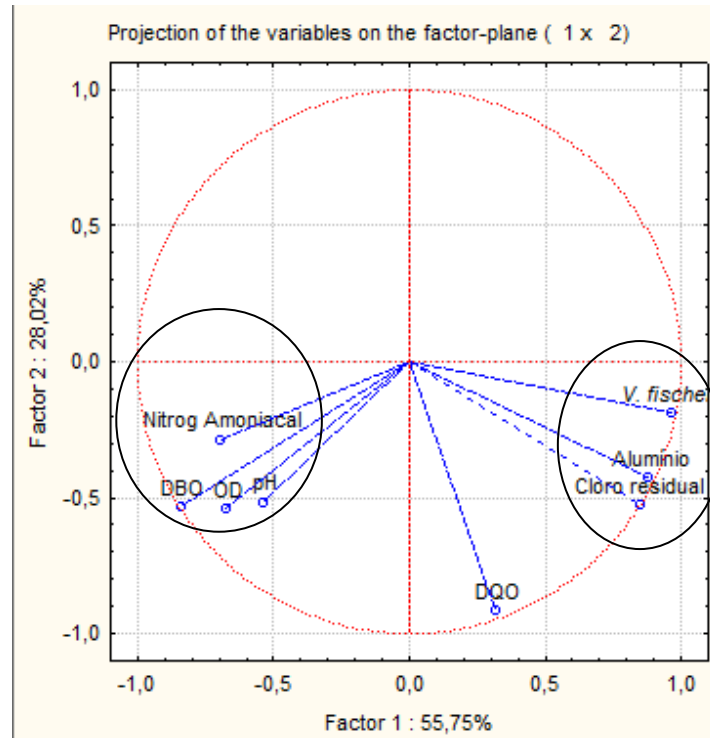


Figura 12 - Representação gráfica dos eixos principais (PC1 e PC2) da análise de componentes principais da matriz de correlação (*V. fischeri* e parâmetros físico-químicos)

Observando-se o gráfico bivariado, percebe-se a influência positiva dos parâmetros alumínio, cloro residual e DQO sobre a toxicidade da *V. fischeri* e a influência negativa dos parâmetros nitrogênio amoniaco, DBO_5 , oxigênio dissolvido e pH. Através da correlação de Pearson (Tabela 11) somente a relação positiva entre a toxicidade sobre o cloro residual e alumínio e negativa entre a toxicidade sobre a DBO_5 mostrou-se significativa.

4.6.2.2 Desenvolvimento do modelo de regressão

Utilizando-se os parâmetros que demonstraram-se significativos pela correlação de Pearson foi desenvolvido um modelo de regressão, sendo o fator de toxicidade *V. fischeri*, como variável dependente e concentração de cloro residual, concentração de DBO_5 e concentração de alumínio como variável independente (Equação 13).

$$FT(V.fischeri) = 1,556449 + 0,140983 \times \text{conc. cloro resid.} - 0,120752 \times \text{conc. DBO} + 5,847603 \times \text{conc. Alumínio} \quad (13)$$

A Equação 13 demonstra a influência da concentração do alumínio e cloro residual e negativa da DBO₅ na formação de toxicidade para a *V. fischeri*.

A Tabela 13 mostra os valores observados pelas análises e os preditos pela equação (13).

Tabela 13 - Valores observados e preditos pela equação (13)

Amostras	Valores observados	Valores Preditos	Residuais	Padrão Pred. V.	Padrão Residual
1	2,000000	1,967204	0,032796	-0,025057	0,71597
2	2,000000	2,025821	-0,025821	0,019728	-0,56369
3	1,000000	1,054876	-0,054876	-0,722103	-1,19798
4	1,000000	0,946058	0,053942	-0,805243	1,17760
5	4,000000	4,018581	-0,018581	1,542256	-0,40565
6	4,000000	3,980946	0,019054	1,513502	0,41596
7	1,000000	1,003469	-0,003469	-0,761380	-0,07572
8	1,000000	1,003046	-0,003046	-0,761703	-0,06649
Mínimo	1,000000	0,946058	-0,054876	-0,805243	-1,19798
Máximo	4,000000	4,018581	0,053942	1,542256	1,17760
Média	2,000000	2,000000	-0,000000	0,000000	-0,00000
Mediana	1,500000	1,511040	-0,003257	-0,373580	-0,07111

Observando-se a Tabela 13, verifica que os valores residuais estão baixos, demonstrando a aplicabilidade da Equação (13), no estudo realizado. O maior valor residual foi de 0,05, representando 5% do valor observado.

4.7 COMPARAÇÃO DA SENSIBILIDADE DOS DOIS MICRORGANISMOS

Considerando os resultados da correlação de Pearson, foi realizada uma comparação da sensibilidade da *D. magna* e *V. fischeri* frente aos parâmetros físico-químicos. Os valores são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Comparação da sensibilidade da *D. magna* e *V. fischeri* frente aos parâmetros físico-químicos (São considerados significativos os valores superiores à 0,67)

Parâmetro/MO	<i>D. magna</i>	<i>V. fischeri</i>
Cloro residual	0,55	0,93
pH	-0,89	-0,55
OD	-0,61	-0,46
DQO	-0,17	0,43
DBO ₅	-0,73	-0,95
Alumínio	0,67	0,97
Nit. Amoniacal	-0,47	-0,49

Considerando que são significativos os valores acima de 0,67, a *D. magna* mostrou-se mais sensível para pH enquanto que a bactéria *V. fischeri* mais sensível para cloro residual, DBO₅ e alumínio.

Outros estudos também comprovam que a *V. fischeri* é mais sensível a metais do que a *D. magna*.

Rodrigues e Pawlowsky (2007) realizam análises em resíduos lixiviados e solubilizados, a bactéria *V. fischeri* mostrou-se mais sensível às amostras com as maiores concentrações de metais do que o microcrustáceo *D. magna*.

Hamada et al. (2011) realizaram análises de toxicidade em afluentes e efluentes de uma Estação de Tratamento de Esgoto de São Paulo utilizando os organismos *D. similis* e *V. fischeri*. A bactéria mostrou-se mais sensível ao afluente e efluente do que o microcrustáceo.

Júlio et al. (2009) analisaram amostras de lodo de estações de tratamento de efluentes água, as amostras que apresentaram maiores concentrações de alumínio (220, 240 e 400 mg.L⁻¹) mostraram-se mais sensíveis à bactéria *V. fischeri* (FT = 8, 4 e 8) do que a *D. magna* (FT = 2, 1 e 2).

5 CONCLUSÕES

Dada a complexidade e a variabilidade na composição das águas residuárias, este estudo destaca a importância da realização de análises de toxicidade juntamente com parâmetros físico-químicos, antes dos efluentes serem encaminhados para o corpo receptor.

Para efluentes sanitários tratados, com excelente remoção de DQO, foram observadas:

- (a) Correlações fortes e positivas foram observadas entre a concentração de cloro residual (0,93) e alumínio (0,97) e a toxicidade para a *V. fischeri*.
- (b) Correlação negativa foi observada entre a toxicidade para *V. fischeri* e DBO (-0,73).
- (c) Correlação negativa foi observada para pH (-0,89) e DBO (-0,95) e a toxicidade para *D. magna*.

Concluiu-se que o teste de toxicidade é uma ferramenta útil complementando análises químicas na avaliação do risco potencial de descargas de efluentes. Uma vez que os limites de confiança de efeito não são muito pequenos, um aumento na dosagem de policloreto de alumínio e hipoclorito em estações de tratamento de esgoto pode implicar em um risco para o ecossistema do corpo receptor.

Portanto, a inclusão de análise para avaliação ecotoxicológica de efluentes, além de identificar os impactos ambientais reais e potenciais sobre águas receptoras, poderia contribuir para a gestão ambiental de estações de tratamento, a proteção do processo biológico em si e também poderia ser usado para o monitoramento da eficiência das estações de tratamento

No estudo realizado *V. fischeri* mostrou-se mais sensível para efluentes domésticos que a *D. magna* para os parâmetros de cloro residual e alumínio, no entanto *D. magna* mostrou-se mais sensível para o parâmetro de pH.

6 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Em função dos resultados obtidos, algumas recomendações são expostas a seguir:

Realização de comparativo utilizando-se coagulantes sintéticos, como o policloreto de alumínio, e coagulantes naturais comparando os resultados de toxicidade.

Recomendam-se também estudos comparativos utilizando-se o hipoclorito de sódio e outro desinfetante, como o ultravioleta e ozônio, comparando os resultados de toxicidade.

Estudo de coagulantes e desinfetantes alternativos visando a diminuição de toxicidade de efluentes sanitários tratados.

Durante a realização deste trabalho, observaram-se poucas pesquisas relacionadas à sensibilidade de organismos testes frente aos parâmetros físico-químicos. Com isso se faz necessário estudos mais detalhados relacionando alumínio e hipoclorito de sódio com toxicidade em organismos indicadores para contribuir na adequação de padrões nas legislações ambientais.

REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15411**: Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *VibrioFischeri* (ensaio de bactéria luminescente). 2006.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphniaspp* (Crustacea, Cladocera). 2009.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997.

APHA, AWWA, American Public Health Association, American Water Works Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater** in: L.S. Clesceri, A.E. Greenberg, A.D. Eaton (Eds.), 21th, Water Environment Federation, Washington - WEF, DC, USA, 2005.

ARAGÃO, M. A., ARAÚJO, R. P. A. Métodos de Ensaio de Toxicidade com Organismos Aquáticos. In: **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa,. p. 117-152, 2008

BAYO, J.; ANGOSTO J. M.; GÓMES-LÓPEZ M. D., Ecotoxicological screening of reclaimed disinfected wastewater by *Vibrio fischeri* bioassay after a chlorination–dechlorination process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, n. 1, p. 166-171, 2009.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 2 ed. New York. Ed. Wiley – Liss, , 1999.

BRAGA, C. V. **Rede neural e regressão linear: comparativo entre as técnicas aplicadas a um caso prático na receita federal**. 2010. 109 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Faculdade de Economia e Finanças, Rio de Janeiro, 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, **Diário Oficial da União**, 17 de março de 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, **Diário Oficial da União**, 16 de maio de 2011.

BUNDSCHUH, M.; ZUBROD, J. P.; SEITZ, F.; STANG, C.; SCHULZ, R. Ecotoxicological evaluation of three tertiary wastewater treatment techniques via meta-analysis and feeding bioassays using *Gammarus fossarum*. **Journal of Hazardous Materials**, v.192, p. 772-778, 2011.

BURATINI, S. V.; BRANDELLI, A. **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. In: Métodos de Ensaio de Toxicidade com Organismos Aquáticos. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa, p. 55-88, 2008

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quím.Nova** [online], v.31, n.7, p. 1820-1830, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos**. PROSAB/FINEP. Rio de Janeiro, 544 p, 2001.

CHIU, S.; TAVELLA, D. **Data Mining And Market Intelligence For Optimal Marketing Returns**. Oxford: Butterworth-Heinemann, 2008.

DANIEL, L. A. (coordenador). **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro. RiMA, ABES155p., 2001.

ECKENFELDER, W.W. **Industrial Water Pollution Control**. New York: McGraw-Hill, 1989.

FERREIRA FILHO, S. S.; SAKAGUTI, M. Comportamento cinético do cloro livre em meio aquoso e formação de subprodutos da desinfecção. **Engenharia Sanitária e Ambiental** [online], v. 13, n. 2, p. 198-206, 2008.

GIROTTI, S.; FERRI, E.N.; FUMO, M.G.; MAIOLINI, E. Monitoring of environmental pollutants by bioluminescent bacteria. **Analytica Chimica Acta**, v. 608, p. 2-29, 2008.

GRAVIER, J.; VIGNAL, V.; BISSEY-BRETON, S.; FARRE, J. The use of linear regression methods and Pearson's correlation matrix to identify mechanical-physical-chemical parameters controlling the micro-electrochemical behaviour of machined copper. **Corrosion Science**, v. 50, p. 2885-2894, 2008.

HAMADA, N.; MESQUITA, L.C.A.; PEREIRA, I.W.; NAKANO, E.; BORRELY, S.I.; TALLARICO, L.F. Avaliação Ecotoxicológica da Estação de Tratamento de Esgotos Suzano (São Paulo) utilizando *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 06, n 01, p. 31-35, 2011.

HAMILTON, M. A., R. C. RUSSO, R. V. THURSTON. Trimmed Spearman-Kärber Method for Estimating Median Lethal Concentrations in Toxicity Bioassays. **Environmental Science and Technology**, v.11, n. 7, p. 714-719, 1977.

HERNANDO, M. D.; MALATO, O.; FARRÉ, M.; FERNANDEZ-ALBA A. R., BARCELÓ, D. Application of ring study: Water toxicity determinations by bioluminescence assay with *Vibrio fischeri*. **Talanta**, v. 69, n. 2, p. 370-376, 2006.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 11348-1**.Part 1: Water quality—determination of the inhibitory effect of watersamples on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminiscent bacteria test).Method using freshly prepared bacteria. 2007.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 6341**: Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna Straus* (Cladocera, Crustacea). Acute toxicity test. 1996.

JENNINGS, V. L. K.; RAYNER-BRANDES, M. H.; BIRD, D. Assessing chemical with the bioluminescent photobacterium (*Vibrio fischeri*): a comparison of three commercial systems. **Chemosphere**, p.102-109, 1999.

JULIO, M. D.; SANTOS, M. N. O.; OROSKI, F. I. Regeneração por via ácida do coagulante presente no lodo da estação de tratamento de água Pitangui operada pela SANEPAR de Ponta Grossa/PR. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v.1, n. 01, p. 14-27, 2009.

KATSOYIANNIS, A.; SAMARA, C., Ecotoxicological evaluation of the wastewater treatment process of the sewage treatment plant of Thessaloniki, Greece. **Journal of Hazardous Materials**. v.141, n. 3, p. 614–621, 2007.

KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Testes Ecotoxicológicos: Métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis-SC: FATMA/ GTZ, 2004.

KUMMER, L.; MELO, V. F.; BARROS, Y. J.; AZEVEDO, J. C. R. Uso da Análise de Componentes Principais para agrupamento de amostras de solos com base na granulometria e em características químicas e mineralógicas. **Scientia Agraria** v.11, n.6, p.469-480, 2010.

LAITANO, K. S.; MATIAS, W. G.; Testes de Toxicidade com *Daphnia magna*: Uma Ferramenta para Avaliação de um Reator Experimental UASB. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 01, n.1, p. 43-47, 2006.

LAPOLLI, F.R.; HASSEMER, M. E. N.; OLIVEIRA, E .C. M.; BASSANI, L.; DAMÁSIO, D. L. Estudo comparativo dos processos de desinfecção em efluentes domésticos: ozônio, radiação ultravioleta e dióxido de cloro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22, 2003, Joinville. **Anais eletrônicos**. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/cclxiii.pdf>. Acesso em 02.jun. 2012.

LAPOLLI, F. R.; HASSEMER, M. E. N.; CAMARGO, J. G.; DAMÁSIO, D. L.; LOBO-RECIO, M. A. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Engenharia Sanitária e Ambiental** [online], v.10, n.3, p. 200 – 2008, jul-set 2005.

MA, X. Y., WANG, X. C., LIU, Y. J. Study of the variation of ecotoxicity at different stages of domestic wastewater treatment using *Vibrio-qinghaiensis* sp.- Q67. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, n. 1-3, p. 100-105, 2011.

MATOS, A. T.; CABANELLAS, C. F. G.; CECON, P. R.; BRASIL, M.; MUDADO, C. S. Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água, em recirculação, utilizada no processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, v. 27, 2007.

MENDONÇA, E.; PICADO, A.; PAIXÃO, S. M.; SILVA, L.; CUNHA, M. A.; LEITÃO, S.; MOURA, I.; CORTEZ, C.; BRITO, F. Ecotoxicity tests in the environmental analysis of wastewater treatment plants: Case study in Portugal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 163, n. 2-3, p. 665-670, 2009.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering**: treatment and reuse. 4 ed. Boston: McGraw-Hill, c 2003.

MEYER, S. T. O uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Caderno de Saúde Pública** [online]. v.10, n.1, p. 99-110, 1994.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH nº 01. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Diário Oficial do Estado**, 01 de maio de 2008.

MONARCA, S.; FERETTI, D.; COLLIVIGNARELLI, C.; GUZZELLA, L.; ZERBINI, I.; BERTANZA G.; PEDRAZZANI R. The influence of different disinfectants on mutagenicity and toxicity of urban wastewater. **Water Research**, v. 34, n.17, p. 4261-4269, 2000.

MORAIS, J.L. **Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançado, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais para tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2005. 235f. Tese (Doutorado em Química) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2005.

MOZETO A.A.; ZAGATO, P.A. Métodos de Ensaios de Toxicidade com Organismos Aquáticos. In: **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa,. p. 15-38, 2008

MUTAIRI, N. Z. Coagulant toxicity and effectiveness in a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 65, n.1, p. 74-83, 2006.

NASCIMENTO, N. O.; HELLER, L. Ciência, tecnologia e inovação na interface entre as áreas de recursos hídricos e saneamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 36-48, 2005.

NELSON, E. A **Microbial Biorealm page on the genus *Vibrio fischeri***. Microbe Wiki. Disponível em <http://microbewiki.kenyon.edu/index.php/Vibrio_fischeri> Acesso em 02 de fevereiro de 2012.

NIPPER, M. **Avaliação de toxicidade de efluentes**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária, São Paulo, 2002.

NIVEN, E. B.; DEUTSCH, C.V. Calculating a robust correlation coefficient and quantifying its uncertainty. **Computers & Geosciences**, v. 40, p. 109, 2012.

NONATO, E. A.; VIOLA, Z. G. G.; ALMEIDA, K. C. B.; SHOR, H. H. R. Tratamento estatístico dos parâmetros da qualidade das águas da bacia do alto curso do Rio das Velhas. **Química Nova**, v. 30 n. 4, p. 797-804, 2007.

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

PARANÁ. Portaria nº 19. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado**, 10 de fevereiro de 2006.

PARANÁ. Resolução nº 70. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Diário Oficial do Estado**, 01 de outubro de 2009.

PARANÁ. Resolução nº 81. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA). **Diário Oficial do Estado**, 19 de outubro de 2010.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. **Environment International**. v. 32, n. 2, p. 65–268, 2006.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVAI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de Moringa oleifera para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, 2009.

PERSOONE, G.; BAUDO, R.; COTMAN, M.; BLAISE, C.; THOMPSON, K. C.; SANTOS, M. M.; VOLLAT, B.; TÖRÖKNE, A.; HAN, T. Review on the acute *Daphnia magna* toxicity test – Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs. **Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems**, v. 393, n. 1, p. 1-20, 2009.

PETALA, M.; SAMARAS, P.; KUNGOLOS, A.; ZOUBOULIS, A.; PAPADOPOULOS, A.; SAKELLARPOULOS, G. P. The effect of coagulation on the toxicity and mutagenicity of reclaimed municipal effluents. **Chemosphere**, v. 65, p. 1007–1018, 2006.

PIANOWSKI, E. H.; JANISSEK, P. R. Desinfecção de efluentes sanitários com uso de cloro: avaliação da formação de trihalometanos. **SANARE - Revista técnica da SANEPAR**, v.20, p.6-17, 2003.

PREMATUNGA, R. K. Correlational analysis. **Australian Critical Care**, v. 162, p 1-5, 2012.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 128. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Diário Oficial do Estado**, 07 de dezembro de 2006.

REGINATTO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais**. 1998. 141 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP. 1998.

REIS, J. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental** [online]. v.14, n.3, p. 353-362, 2009.

REN, S.; FRYMIER, P. D.; Use of multidimensional scaling in the selection of wastewater toxicity test battery components. **Water Research**, v.37, n.37, p. 1655-1661, 2003.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 129. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Diário Oficial do Estado**, 24 de novembro de 2006.

RIZZO, L. Bioassays as a tool for evaluating advanced oxidation processes in water and wastewater treatment, **Water Research**, v. 45, n. 15, p. 4311 – 4340, 2011.

RODRIGUES, N. L. V. B.; PAWLOWSKY, U. Testes de toxicidade aguda através de bioensaios no extrato solubilizado dos resíduos classe II A – não inertes e classe II B – inertes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, p. 8-16, 2007.

ROMANELLI, M. F. **Avaliação da toxicidade aguda e crônica dos surfactantes DSS e LAS submetidos a irradiação com feixes de elétrons**. 2004. 143 f. Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

RUBINGER, C.F. **Seleção de métodos biológicos para a avaliação toxicológica de efluentes industriais**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2009.

SADIQ, R.; RODRIGUEZ, M. J. Disinfection by-products (DBPs) in drinking water and the predictive models for their occurrence: a review. **Science of the Total Environment**, v. 321, n. 1-3, p. 21- 46, 2004.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual nº 14.250. Estado de Santa Catarina. **Diário Oficial do Estado**, 05 de junho de 1981.

SANTA CATARINA. Lei nº 14.675. Estado de Santa Catarina. **Diário Oficial do Estado**, 13 de abril de 2009.

SANTA CATARINA. Portaria nº 17. Fundação do Meio Ambiente (FATMA). **Diário Oficial do Estado**, 18 de abril de 2002.

SANTOS, L. H. M. L. M., ARAÚJO, A. N., FACHINI, A., PENA, A., DELERUE-MATOS, C.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v.175, n. 1-3, p. 45 - 95, 2010.

SANTOS, R. M. S.; SANTOS, M. F. Quiomiluminescência e Bioluminescência, **Química Nova**, v. 16, p. 200-210, 1993.

SÃO PAULO (Estado). Decreto 8468. Secretaria do Meio Ambiente . Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Diário Oficial do Estado**, 08 de setembro de 1976.

SÃO PAULO (Estado). Resolução nº 03. Secretaria do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Diário Oficial do Estado**, 22 de fevereiro de 2000.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**, São Paulo, 2009. 44p. (Série Manuais).

SOUZA, A. L. P. S. **A influência de micronutrientes na remoção da Demanda Química de Oxigênio em um Processo de Lodos Ativados**. 2003. 150 f. Florianópolis. 2003. Dissertação. (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.

STEPHENSON, R. J.; DUFF, S. J. B. Coagulation and precipitation of a mechanical pulping effluent - part II: Toxicity removal and metal salt recovery. **Water Research**. v.30, v.4, p. 793-798, 1996.

TELLES, D.; COSTA, R. H. P. G. **Reúso da água: Conceitos, teorias e práticas**. 1 ed. São Paulo. Ed. Blucher. 2007.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **EPA 832-F-99-063: Wastewater Technology Fact Sheet**. Ozone Disinfection. 1999. Disponível em: http://water.epa.gov/scitech/wastetech/upload/2002_06_28_mtb_ozon.pdf. Acesso em 04 de maio de 2012.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**, 5th.ed. Pub. 4303. Duluth, MN, USEPA, 2002.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. EPA 815-R-06-007. **Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 – Enhanced surface water treatment rule**, 2006. Disponível em: http://www.epa.gov/ogwdw/disinfection/lt2/pdfs/guide_lt2_uvguidance.pdf. Acesso em 09 de maio de 2012.

VALLADARES, G. S.; GOMES, E. G.; MELLO, J. C. C. B. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C.; EBELING, A. G.; BENITES, V. M. Análise dos componentes principais e métodos multicritério ordinais no estudo de organossolos e solos afins. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 285-296, 2008.

VAZ, L. G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T.; SILVA, E. A.; BARBIERO, T. A.; BERGAMASCO, R. Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. **Eclética Química**, v.35, n. 4, p. 45-54, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

WANG, L. S.; WEI, D. B.; WEI, J.; HU, H. Y. Screening and estimating of toxicity formation with photobacterium bioassay during chlorine disinfection of wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, n.1, p. 289–294, 2007.

WHITE, D. **The physiology and biochemistry of prokaryotes**. 2 ed. New York, Oxford University: 2000, 565p.

ZAGATTO, P. A. **Validação de Testes de Toxicidade com Organismos Aquáticos**. In: Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações. ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. São Carlos: RiMa, p. 55-88, 2008.

ZHANG, R. G.; PAPPAS, K. M.; BRACE, J. L.; MILLER, P. C.; OULMASSOV, T.; MOLYNEAUX, J. M.; ANDERSON, J. C.; BASHKIN, J. K.; WINANS, S. C.; JOACHIMIAK, A. Structure of a bacterial quorum-sensing transcription factor complexed with pheromone and DNA, **Nature**. v. 417, p. 971-974, 2002.

APÊNDICE A - Constituintes do meio de cultivo e protetor da *V. fischeri*

Tabela A1 - Constituinte do meio de cultivo da *V. fischeri*

Concentração	Constituinte
30 g.L ⁻¹	Cloreto de sódio
6,1 g.L ⁻¹	Di-hidrogenofosfato de sódio mono-hidratado (NaH ₂ PO ₄ .H ₂ O)
2,75 g.L ⁻¹	Hidrogenofosfato de di-potássio tri-hidratado (K ₂ HPO ₄ .3H ₂ O)
0,204 g.L ⁻¹	Sulfato de magnésio hepta-hidratado (MgSO ₄ .7H ₂ O)
0,5 g.L ⁻¹	di-Amôniohidrogenofosfato [(NH ₄) ₂ HPO ₄]
3 mL.L ⁻¹	Glicerol (glicerina líquida)
5 g.L ⁻¹	Caso-peptona
0,5 g.L ⁻¹	Extrato de levedura

Fonte: Adaptado de KNIE; LOPES, 2004

Tabela A2 – Constituinte do meio protetor da *V. fischeri*

Massa	Constituinte
66 g	D(+) – Glicose mono hidratada (C ₆ H ₁₂ O ₆ .H ₂ O)
4 g	Cloreto de sódio
2 g	L-Histidina
0,5 g	Soro de Albumina bovina

Fonte: Adaptado de KNIE; LOPES, 2004

APÊNDICE B - Constituintes do meio de cultivo para *D. magna*

Tabela B1 – Constituintes da água de cultivo para *D. magna* - Soluções do Meio Básico

Solução	Concentração	Constituinte
1	73 500 mg.L ⁻¹	Cloreto de cálcio di-hidratado
2	123 300 mg.L ⁻¹	Sulfato de magnésio hepta-hidratado
3	5 800 mg.L ⁻¹	Cloreto de potássio
4	64 800 mg.L ⁻¹	Bicarbonato de potássio

Fonte: Adaptado de KNIE e LOPES, 2004

Tabela B2 – Constituintes da água de cultivo para *D. magna* - Soluções do Meio M4

Solução	Concentração	Constituinte
5	7 210 mg.L ⁻¹	Cloreto de manganês tetra-hidratado
	6 120 mg.L ⁻¹	Cloreto de lítio
	1 420 mg.L ⁻¹	Cloreto de rubídio
	3 040 mg.L ⁻¹	Cloreto de estrôncio hexa hidratado
	335 mg.L ⁻¹	Cloreto de cobre di-hidratado
	260 mg.L ⁻¹	Cloreto de zinco
	200 mg.L ⁻¹	Cloreto de cobalto hexa-hidratado
6	548 mg.L ⁻¹	Nitrato de sódio
	5 719 mg.L ⁻¹	Ácido bórico
	32 mg.L ⁻¹	Brometo de sódio
	126 mg.L ⁻¹	Molibdato de sódio di-hidratado
	1,15 mg.L ⁻¹	Metavanadato de amônio
	6,5 mg.L ⁻¹	Iodeto de potássio
	4,38 mg.L ⁻¹	Selenito de sódio
7	21 475 mg.L ⁻¹	Silicato de sódio
8	500 mg.L ⁻¹	Titriplex III
	199 mg.L ⁻¹	Sulfato ferroso hepta-hidratado
9	286 mg.L ⁻¹	Ortofosfato hidrogenado de potássio
	368 mg.L ⁻¹	Ortofosfato hidrogenado de dipotássio
10	750 mg.L ⁻¹	Hidrocloreto de tiamina
	10 mg.L ⁻¹	Cianocobalamina (Vitamina B12)
	7,5 mg.L ⁻¹	D (+) Biotina

Fonte: Adaptado de KNIE e LOPES, 2004

Tabela B3 - Volume de soluções para preparo de 1 litro de água de cultivo

Solução	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Volume mL	4,0	1,0	1,0	1,0	0,1	0,5	0,2	5,0	0,5	0,1

Fonte: Adaptado de KNIE e LOPES, 2004

APÊNDICE C – Resultados dos testes de sensibilidade

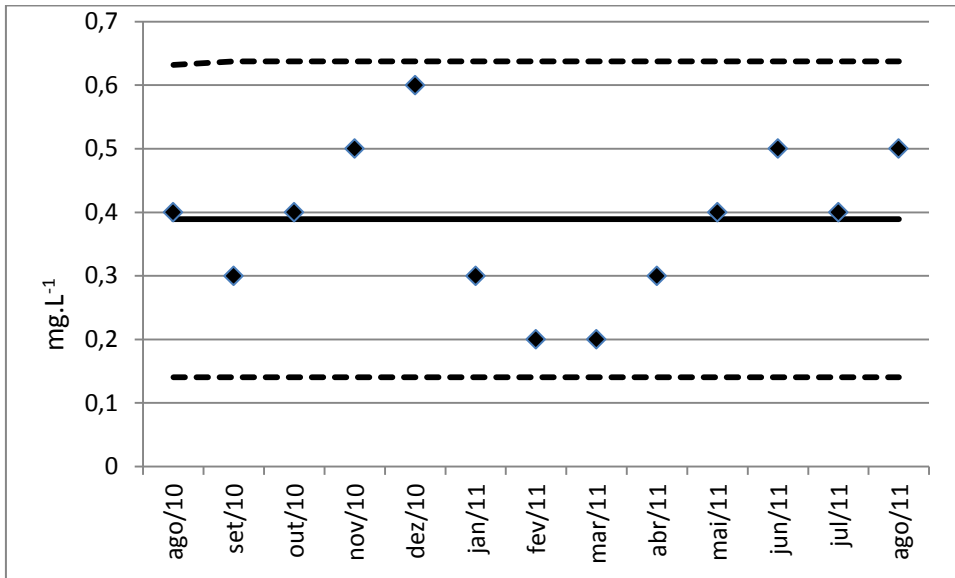


Figura C1 - Carta controle contendo os resultados dos testes de sensibilidade de *D. magna* à substância de referência Cobre (Linha cheia: média; linhas tracejadas \pm dois desvios padrão, N=13).

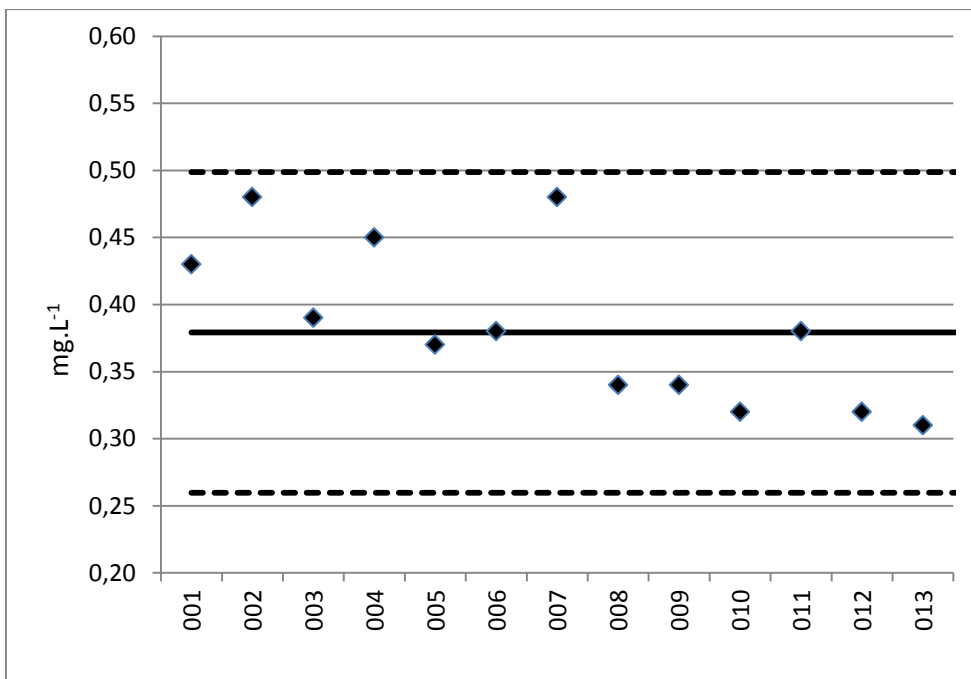


Figura C2 - Carta controle contendo os resultados dos testes de sensibilidade de *D. magna* à substância de referência Dicromato de Potássio (Linha cheia: média; linhas tracejadas \pm dois desvios padrão, N=13).

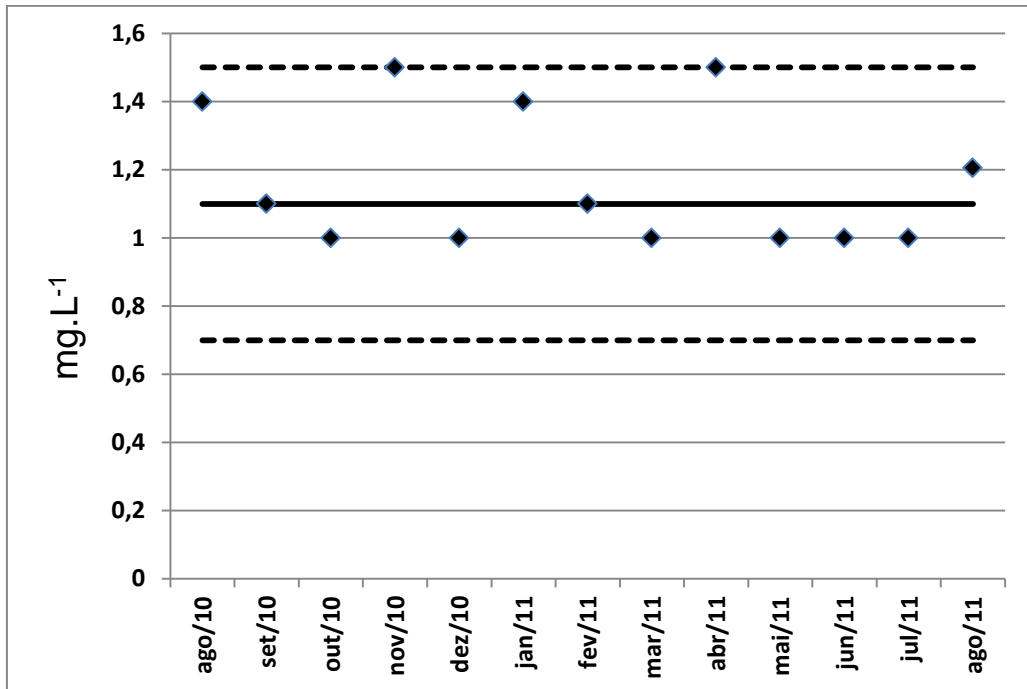


Figura C3 - Carta controle contendo os resultados dos testes de sensibilidade de *V. fischeri* à substância de referência Zinco (Linha cheia: média; linhas tracejadas \pm dois desvios padrão, N=13).

APÊNDICE D – Ficha de identificação das amostras

Ficha de Coleta							
Interessado:							
Karina Cubas Amaral							
Local de Coleta:							
Estação de Tratamento de Efluentes Domésticos							
Ponto de Coleta:							
Tipo de coleta							
Tipo de Amostra							
Data e hora da coleta							
/ / :							
Amostrador							
Condições tempo 24 hs							
Observações							
Parâmetro(s)							
<input type="checkbox"/>	DQO	<input type="checkbox"/>	DBO ₅	<input type="checkbox"/>	pH	<input type="checkbox"/>	OG Vegetal
<input type="checkbox"/>	N/Amoniacal	<input type="checkbox"/>	N/Nitrato	<input type="checkbox"/>	N/Nitrito	<input type="checkbox"/>	N/Kedjal
<input type="checkbox"/>	P. Total	<input type="checkbox"/>	Alcal. Total	<input type="checkbox"/>	Alcal. Metil.	<input type="checkbox"/>	OG Mineral
<input type="checkbox"/>	Acidez Total	<input type="checkbox"/>	Cloretos	<input type="checkbox"/>	Sulfetos	<input type="checkbox"/>	Sulfatos
<input type="checkbox"/>	S.T.	<input type="checkbox"/>	S.S.T	<input type="checkbox"/>	S.D.T.	<input type="checkbox"/>	Sólido Sed.
<input type="checkbox"/>	S.T.V	<input type="checkbox"/>	S.S.V	<input type="checkbox"/>	S.D.V.	<input type="checkbox"/>	Cor
<input type="checkbox"/>	S.T.F	<input type="checkbox"/>	S.S.F.	<input type="checkbox"/>	S.D.F.	<input type="checkbox"/>	Surfactantes
<input type="checkbox"/>	Alumínio	<input type="checkbox"/>	Cloro residual	<input type="checkbox"/>	<i>D. magna</i>	<input type="checkbox"/>	<i>V. fischeri</i>



APÊDICE E – Registro controle para ensaio com *D. magna*

FORMULÁRIO DE DADOS BRUTOS – <i>Daphnia magna</i>
Ensaio: toxicidade aguda



BRANCO			
Número de organismos: 20 organismos		pH Inicial:	
DUREZA DA ÁGUA :		pHfinal:	
OD INICIAL:		OD FINAL:	
Início do ensaio:		Término do ensaio:	
Temperatura inicial		Temperatura final	
Máximo:	mínimo:	Máximo:	mínimo:

ENSAIO					
Diluição	Organismos mortos	OD INICIAL mg/L	OD FINAL mg/L	pH inicial	pH final
FT ₀ 1 (100%)					
FT ₀ 2 (50%)					
FT ₀ 4 (25%)					
FT ₀ 6 (16,67%)					
FT ₀ 8 (6,25%)					
FT ₀ 16 (3,125%)					
FT ₀ 32 (1,562%)					
FT ₀ 64 (0,781%)					
etc					



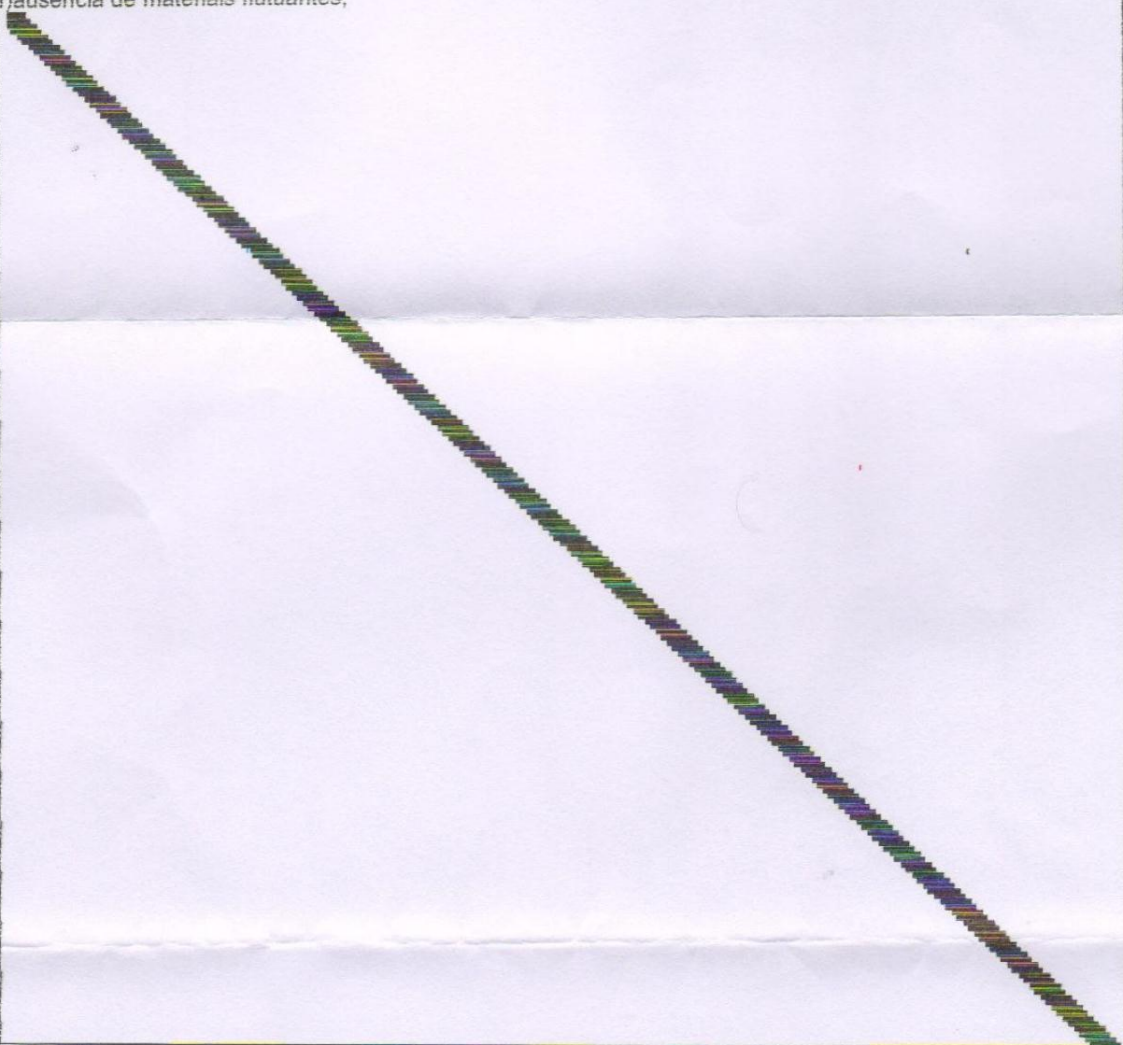

ANEXO A1 – Licença de Operação emitida pelo Instituto Ambiental do Paraná – IAP

 Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	 Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	Licença de Operação Nº 3783 Validade 06/05/2014 Protocolo 77797297
O Instituto Ambiental do Paraná - IAP, com base na legislação ambiental e demais normas pertinentes, e tendo em vista o contido no expediente protocolado sob o nº 77797297, expede a presente Licença de Operação à:		
01 IDENTIFICAÇÃO DO AUTORIZADO		
Razão Social - Pessoa Jurídica / Nome - Pessoa Física		
[Redacted]		
C.P.J. - Pessoa Jurídica / C.P.F. - Pessoa Física		Inscrição Estadual - Pessoa Jurídica / R.G. - Pessoa Física
[Redacted]		[Redacted]
Endereço		
[Redacted]		
Município		UF Cep
[Redacted]		[Redacted]
02 IDENTIFICAÇÃO DO EMPREENDEDOR		
Empreendimento		
[Redacted]		
Tipo de empreendimento/atividade		
[Redacted]		
Endereço		Bairro
[Redacted]		[Redacted]
Município		Cep
[Redacted]		[Redacted]
Rio Iguaçu		Bacia Hidrográfica
[Redacted]		Iguaçu
Destino do Esgoto Sanitário		Destino do Efluente Final
*****		*****
03 REQUISITOS DO LICENCIAMENTO DE OPERAÇÃO		
<ul style="list-style-type: none"> • Súmula desta licença deverá ser publicada no Diário Oficial do Estado e em jornal de grande circulação local ou regional, no prazo máximo de 30 (trinta) dias, nos termos da Resolução CONAMA nº 006/86. • Esta LICENÇA DE OPERAÇÃO tem a validade acima mencionada, devendo a sua renovação ser solicitada ao IAP com antecedência mínima de 120 (cento e vinte) dias. • Quaisquer alterações ou expansões nos processos de produção ou volumes produzidos pela indústria e alterações ou expansões no empreendimento, deverão ser licenciados pelo IAP. • Esta LICENÇA DE OPERAÇÃO deverá ser afixada em local visível. 		
Detalhamento dos Requisitos de Licenciamento		
<p>- A presente Licença de Operação (renovação) foi emitida de acordo com o que estabelece a legislação vigente e autoriza a operação propriamente dita do empreendimento e atividade, devendo ser observados, rigorosamente, durante a sua operação os itens abaixo listados, bem como outros eventuais, constantes de fases anteriores do licenciamento ambiental.</p> <p>- Em conformidade com o que consta do Artigo 73 da Resolução Nº 65/2008 - CEMA, as ampliações ou alterações definitivas nos processos de produção e/ou nos volumes produzidos, requerem licenciamento prévio, de instalação e de operação, para a parte ampliada ou alterada.</p> <p>- Os resíduos sólidos gerados e relacionados à atividade desenvolvida, quaisquer sejam e em qualquer época, com a finalidade de evitar danos ambientais, deverão ser convenientemente armazenados e reutilizados no próprio local e/ou, encaminhados a terceiros para reutilização e/ou destinação final adequadas, em empreendimentos e atividades devidamente licenciados por este Instituto para a realização dos referidos serviços, conforme Portaria IAP Nº 224/2007.</p> <p>- O efluente líquido gerado somente poderá ser lançado, direta ou indiretamente, a corpo de água, após tratamento, desde que não venha a causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos presentes e obedeça às condições, padrões e exigências estabelecidas pela Resolução CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005, e Portaria Nº 019/2006 - IAP - PR.</p> <p>- O descarte de efluentes industriais líquidos, previamente tratados, na rede coletora pública, quaisquer sejam e em qualquer época, dependerá de prévia autorização neste sentido, a ser obtida junto a Sanepar.</p> <p>- O descarte de efluentes industriais líquidos, mesmo que previamente tratados, em galeria de águas pluviais,</p>		
Impressa: 06/05/2010 17:55:39		
Página: 1 de 3		


ANEXO A2

 <p>Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos</p>	 <p>Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais</p>	<p>Licença de Operação Nº 3783 Validade 06/05/2014 Protocolo 77797297</p>
<p>por sua vez, dependerá de prévia autorização neste sentido, a ser obtida junto Prefeitura Municipal.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Outros resíduos líquidos eventualmente gerados, em outras operações e atividades diversas levadas a efeito pela licenciada, de forma permanente ou sazonal no local, deverão ser objeto de procedimentos idênticos aos acima descritos, a serem conferidos aos resíduos sólidos. - Os esgotos sanitários, anteriormente ao seu descarte, deverão ser encaminhados para tratamento adequado, salvo na situação em que o seu lançamento venha a ser efetuado em rede coletora pública. É proibido o lançamento de esgotos sanitários e de quaisquer outros resíduos líquidos em galerias de águas pluviais. - Na eventualidade da utilização pelo empreendimento de águas subterrâneas e/ou superficiais, em qualquer época, deverá ser observado o que estabelecem sobre o tema a Lei Estadual Nº 12.726/99 e o Decreto 4646/01. - As águas pluviais incidentes sobre áreas cobertas e impermeabilizadas deverão ser encaminhadas para o respectivo sistema de drenagem, o qual deverá ser completamente isolado de outros sistemas diversos, eventualmente, existentes. Deverá ser dotado também de dispositivos adequados de bloqueio, para que contaminantes e/ou poluentes, quaisquer sejam, provenientes dos outros sistemas citados, obrigatoriamente, permaneçam retidos dentro da área da empresa, inibindo-se assim a possibilidade de poluição ambiental, mediante o escoamento dos aludidos contaminantes e/ou poluentes, através do sistema de drenagem de águas pluviais. - Os demais sistemas eventualmente existentes, que estejam voltados à drenagem de outras substâncias no estado líquido ou semi-sólido, sejam matérias primas, produtos fabricados ou resíduos, deverão apresentar características idênticas às acima estabelecidas para o sistema de drenagem de águas pluviais. - Tancagens eventualmente existentes, destinadas ao armazenamento de combustíveis, matérias primas, produtos e/ou resíduos líquidos e semi-sólidos, deverão estar de conformidade com as respectivas NBRs e dotadas das respectivas bacias de contenção, cujos dispositivos de drenagem deverão permanecer sempre fechados. - Os níveis de pressão sonora (ruídos), decorrentes da atividade que será desenvolvida no local, deverão estar de conformidade com aqueles preconizados pela Resolução CONAMA Nº 001/90. - Eventuais emissões gasosas, de materiais particulados e odores decorrentes da referida atividade, deverão estar em conformidade com o que preconizam a Lei Estadual Nº 13.806/02 e a Resolução Nº 054/06da SEMA-PR. Será proibida também a queima a céu aberto de qualquer tipo de material no local. - Em ocorrendo a necessidade da remoção de qualquer tipo de cobertura vegetal na área da empresa, esta deverá ser precedida de Autorização específica, a ser obtida junto ao Setor Florestal deste Instituto. - O consumo pela empresa de matérias primas de origem florestal, em qualquer época e para qualquer finalidade, motivará prévio registro junto ao SERFLOR deste IAP. - No caso da existência de áreas de preservação permanente no local, deverá ser rigorosamente observado o que estabelecem sobre a matéria a Lei Federal Nº 4.771, de 15/09/1965 e a Resolução Nº 303 - CONAMA, de 20/03/2002. - A concessão desta licença não impedirá exigências futuras, decorrentes do avanço tecnológico ou da modificação das condições ambientais, conforme Decreto Estadual 857/79 - Artigo 7º, § 2º. - O não cumprimento à legislação ambiental vigente sujeitará a empresa e/ou seus representantes, às sanções previstas na Lei Federal 9.605/98, regulamentada pelo Decreto 6.514/08. - A presente Licença de Operação, em conformidade com o que consta do Artigo 19 da Resolução CONAMA Nº 237/97, poderá ser suspensa ou cancelada, na ocorrência de violação ou inadequação de quaisquer condicionantes ou normas legais, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a sua emissão, bem como na superveniência de graves riscos ambientais e de saúde. - Esta Licença foi concedida com base nas informações constantes de Cadastro específico apresentado pela requerente e não dispensa, tão pouco, substitui quaisquer outros Alvarás e/ou Certidões de qualquer natureza a que, eventualmente esteja sujeita, exigidos pela legislação federal, estadual ou municipal. <p>Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam as seguintes condições:</p> <ol style="list-style-type: none"> a) pH entre 5 a 9; b) temperatura: inferior a 40º C, sendo que a elevação da temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3º C; c) materiais sedimentáveis: até 1 ml/litro em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes; d) regime de lançamento com vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor; e) óleos e graxas <ul style="list-style-type: none"> -- óleos minerais até 20 mg/l -- óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/l; 		


ANEXO A3

 Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos	 IAP INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ Instituto Ambiental do Paraná Diretoria de Controle de Recursos Ambientais	Licença de Operação Nº 3783 Validade 06/05/2014 Protocolo 77797297
f) ausência de materiais flutuantes; 		
Local e data Curitiba, 06 de maio de 2010		Carimbo e assinatura do representante do IAP
O proprietário requerente acima qualificado não consta nesta data, como devedor no cadastro de autuações ambientais do Instituto Ambiental do Paraná.		 Maria Isabel Chaves Eng. Química - CREA 21138-D IAP/ERCBA
Impressa: 06/05/2010 17:55:38		Página: 3 de 3

ANEXO B1 – Outorga de Lançamento de efluentes emitida pelo Instituto das Águas do Paraná – Antiga SUDERHSA



SUDERHSA
SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL



GOVERNO DO PARANÁ

PORTARIA Nº 486/2008 - DRH

O DIRETOR PRESIDENTE da SUDERHSA - SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL, no uso de atribuições que lhe confere o artigo 3º da Lei Estadual nº 11.352 de 13/02/1996, artigo 33, §3º da Lei Estadual nº 12.726 de 26/11/99, combinado com o inciso V, §2º do artigo 2º do Decreto Estadual nº 2.317 de 17/07/2000, e tendo em vista o que determina o artigo 12 e inciso III do artigo 13 da Lei Estadual nº 12.726 de 26/11/99 e o artigo 5º e inciso III do artigo 6º do Decreto Estadual nº 4646 de 31/08/2001, resolve:

Art. 1º. Outorgar o uso das águas de domínio do Estado do Paraná, para **lançamento de efluentes**, na modalidade de **autorização de direito de uso**, sob regime e condições abaixo especificadas, em favor de:

Razão social	:	
C.N.P.J.	:	
Endereço	:	
Bairro/distrito	:	
Município	:	
Atividade	:	
Bacia hidrográfica	:	
Corpo hídrico receptor	:	
Finalidade do uso	: Diluição	
Vazão máx. efluente	: 6,3 m³/h	
Vazão máx. p/ diluição	: 6,3 m³/h	
Regime de lançamento	: - 24 (vinte e quatro) hora(s) por dia - 30 (trinta) dia(s) por mês - Jan/Fev/Mar/Abr/Mai/Jun/Jul/Ago/Set/Out/Nov/Dez	
Coordenadas UTM	: 7.172.884 N 662.653 E Fuso (22)	

Concentrações máximas dos parâmetros para lançamento:

- Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO	: 50 (mg/L)
- Demanda Química de Oxigênio - DQO	: 125 (mg/L)
- Sólidos Suspensos - SS	: 50 (mg/L)

Art. 2º. O Outorgado deverá instalar dispositivos hidrométricos e executar o monitoramento da qualidade do efluente tratado e da água do corpo hídrico receptor. Os dados medidos e os resultados de análises laboratoriais devem ser entregues a SUDERHSA, na forma de um Relatório Técnico até o dia 31 de março de cada ano, referente ao ano civil anterior, subscrita pelo responsável técnico devidamente habilitado, de acordo com o previsto no artigo 31 do Decreto Estadual nº 4.646 de 31/08/2001 e conforme segue:


– Monitoramento do Efluente Tratado:

Parâmetro	Freqüência
DBO	Mensal
DQO	Mensal
SS	Mensal
Vazão	Mensal


LQ

Rua Santo Antônio, 239
80230-120 - Curitiba - Paraná - Brasil
Fone: 41 3213 4700 Fax: 41 3213 4000

ANEXO B2



SUDERHSA
SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO
DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL



**GOVERNO DO
PARANÁ**

PORTARIA Nº 486/2008 - DRH

- Monitoramento do Corpo Hídrico Receptor:

Ponto de Coleta: 150,00 m a montante e 100,00 m a jusante do ponto de lançamento

Parâmetro	Frequência
DBO	Trimestral
DQO	Trimestral
SS	Trimestral
pH	Trimestral
Oxigênio Dissolvido	Trimestral
Temperatura	Trimestral

Art. 3º. A outorga, objeto desta Portaria, vigorará pelo prazo de **6 (seis) anos**, podendo ser suspensa, de forma parcial ou total, por prazo determinado ou indeterminado, se verificadas as situações previstas no artigo 15 da Lei Estadual nº 12.726 de 26/11/99 combinado com o artigo 34 do Decreto Estadual nº 4.646 de 31/08/2001.

Art. 4º. A SUDERHSA reserva-se o direito de promover a revogação da outorga ora concedida a qualquer momento, desde que em decisão devidamente motivada, conforme situações previstas no artigo 35 e nos termos do §3º do artigo 34 do Decreto Estadual nº 4.646 de 31/08/2001.

Art. 5º. Caso o outorgado desista do uso do recurso hídrico, o mesmo deverá comunicar a SUDERHSA, através do documento "Comunicação de Desistência de Uso de Recursos Hídricos".


Art. 6º. Qualquer ampliação, reforma ou modificação nos processos de produção, que alterem as disposições contidas neste ato de outorga, objeto desta Portaria, de forma permanente ou temporária, deverá ser objeto de novo requerimento, a sujeitar-se aos mesmos procedimentos que deram origem a este ato de outorga.

Art. 7º. O uso dos recursos hídricos, objeto desta outorga, está sujeito à cobrança nos termos dos artigos 19 a 21 da Lei Estadual nº 12.726 de 26/11/99 e do Decreto Estadual nº 5.361 de 26/02/2002, que regulamenta a cobrança pelo direito de uso de recursos hídricos.

Art. 8º. Esta Portaria não dispensa nem substitui a obtenção pelo outorgado de certidões, alvarás ou licenças de qualquer natureza, exigidas pela legislação federal, estadual ou municipal.

Art. 9º. Esta Portaria entra em vigor na data de sua publicação.

Curitiba, 6 de junho de 2008


 Dary Deitos
 Diretor Presidente