



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**A INFLUÊNCIA DO pH E DA DUREZA SOBRE A INIBIÇÃO DO CICLO DE  
VIDA DO MICROCRUSTÁCEO *Moina micrura* (KURZ, 1874) EM UM TANQUE  
DE DECANTAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, área de Toxicologia Ambiental, sob a orientação do Prof. Dr. William Gerson Matias.

CÉSAR STOCKMANN

Florianópolis - SC  
2010

Dedico esse trabalho aos meus Pais,  
pessoas mais queridas do mundo, por  
terem me ensinado muito.

## AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. William Gerson Matias, pela orientação, oportunidade oferecida, ensinamentos e dedicação.

Ao Samuel Bassani Junior da empresa CLE Brasil LTDA. pela oportunidade oferecida, disposição e amizade.

Aos amigos do Laboratório de Biologia e Cultivo de Peixes de Água Doce (LAPAD) da UFSC pela ajuda na identificação do microrganismo *Moina micrura*, apoio e amizade.

À equipe do Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) da UFSC, pela ajuda e cooperação.

Ao pessoal do Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) da UFSC, pela colaboração e paciência.

Aos profs. do departamento: Dra. Cátia Regina, Dr. Daniel Silva, Dr. Fernando SantAnna, Dr. Henry Corseuil, Dr. Mauricio Sens e Dr. Sebastião Soares pelos ensinamentos.

Aos meus pais José Luiz e Luzemar, por tudo que sou, pelo suporte que nunca me faltou e por sempre acreditarem.

À minha irmã Cristina pelo companheirismo.

À Marília, minha amada, pela força motriz, ensinamentos e energia positiva.

## RESUMO

Uma problemática encontrada pela empresa CLE Brasil, situada no litoral norte do estado de Santa Catarina, foi a presença do microcrustáceo *Moina micrura* (Kurz, 1874) no tanque decantador do sistema de tratamento de efluentes. Em grande densidade, esse organismo causa um aumento da concentração dos sólidos sedimentáveis em suspensão, necessitando de intervenções operacionais de limpeza no sistema para redução da população do microcrustáceo a fim de manter o efluente tratado dentro dos limites da legislação estadual. Na tentativa de solucionar o problema, nosso estudo avaliou a influência do pH e da dureza sobre a inibição do ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura*, utilizando três variações para o pH (5,0; 7,0; 9,0) e quatro variações para a dureza (30; 65; 130; 260mg CaCO<sub>3</sub>/L), com dez repetições cada, com 1 indivíduo por unidade experimental. Verificou-se a influência sobre o total de indivíduos gerados por fêmea, sobre o número de desovas por fêmea e sobre a longevidade dos microcrustáceos para os diferentes tratamentos. Para as três variações de pH analisadas, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos para o total de indivíduos gerados por fêmea e sobre o número de desovas por fêmea ( $p < 0,05$ ), porém para o tratamento pH = 5,0 houve maior mortalidade (menor longevidade). O tratamento dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L apresentou o menor número de organismos gerados por fêmea e o menor número de desovas totais por fêmea ( $p < 0,05$ ); para os tratamentos de dureza 65 e 130mg CaCO<sub>3</sub>/L ocorreu um valor intermediário no número de organismos gerados por fêmea e, para o tratamento dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L, ocorreu o maior número de organismos gerados por fêmea. Os tratamentos 65, 130 e 260mg CaCO<sub>3</sub>/L não apresentaram diferença significativa para o número de desovas totais por fêmea ( $p < 0,05$ ). Para o tratamento dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L, houve maior mortalidade (menor longevidade). Assim, para controlar a proliferação dos microcrustáceos *Moina micrura* no tanque de decantação, a indústria deverá manter o pH do tanque de decantação próximo de 5,0, bem como dureza ao redor de 30mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Palavras-chave: efluente industrial, tanque decantador, toxicidade, pH, dureza, *Moina micrura*.

## ABSTRACT

A problem encountered by the company CLE Brazil, situated on the north coast of Santa Catarina, was the presence of microcrustacean *Moina micrura* (Kurz, 1874) in the settling tank of effluent treatment system. In great density, this organism causes an increase in turbidity and a lower deposition of the flakes, establishing a concentration of settleable solids in suspension above the acceptable, under state law, in the effluent released by this company. In an attempt to solve the problem, our study evaluated the influence of pH and hardness on the inhibition of the life cycle of *Moina micrura*, using three variations of pH (5.0, 7.0, 9.0) and four variations of hardness (30, 65, 130, 260mg CaCO<sub>3</sub>/L), using ten repetitions with one individual each. Was analyzed the influence on the total organisms generated per female, on the number of spawning per female and the longevity for the different treatments. For the three variations of pH examined, there was no significant difference between treatments for total organisms generated per female and the number of spawning per female ( $p < 0.05$ ), however for the treatment pH = 5,0 there was higher mortality (shorter lifetime). The treatment hardness 30 mg CaCO<sub>3</sub>/L showed the lowest number of organisms produced per female and a smaller number of spawning per female ( $p < 0.05$ ); the treatments hardness 65 and 130 mg CaCO<sub>3</sub>/L were an intermediate value in the number of organisms produced per female and for treatment hardness 260mg CaCO<sub>3</sub>/L was the highest number of organisms produced per female. Treatments 65, 130 and 260mg CaCO<sub>3</sub>/L showed no significant difference for number of spawning per female ( $p < 0.05$ ). For treatment hardness 30mg CaCO<sub>3</sub>/L there was higher mortality (shorter lifetime). To control the proliferation of microcrustaceans *Moina micrura* in the settling tank, the company must maintain the pH of the settling tank near of 5,0 and hardness around 30 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Keywords: industrial effluent, settling tank, toxicity, pH, hardness, *Moina micrura*.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Fluxograma de uma estação de tratamento de esgoto.....	16
Figura 02: Esquema de um decantador secundário retangular.....	22
Figura 03: Esquema de um decantador secundário circular.....	23
Figura 04: Representação esquemática de um floco de lodo ativado.....	23
Figura 05: Fluxograma da estação de tratamento de esgoto da empresa CLE Brasil.....	28
Figura 06: Tanque decantador da empresa.....	29
Figura 07: Moina micrura adulta.....	30
Figura 08: Detalhe indivíduos com coloração vermelha.....	32
Figura 09: Superfície do decantador com presença do microcrustáceo.....	35
Figura 10: Localização CLE Brasil.....	41
Figura 11: Imagem com ampliação de 40 vezes da Moina micrura.....	42
Figura 12: Esquema geral metodologia.....	44
Figura 13: Diferentes pHs, utilizando três réplicas contendo um organismo por réplica.....	45
Figura 14: Diferentes pHs, utilizando dez réplicas contendo um organismo por réplica.....	46
Figura 15: Diferentes durezas em mg/L de CaCO <sub>3</sub> , utilizando dez réplicas contendo um organismo por réplica.....	47

## LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Aplicação da coagulação química (Fonte: Eckenfelder, 1989).....	19
Tabela 02: Classificação das águas quanto à dureza (APHA; AWWA & WPCF, 2005).....	40
Tabela 03: Resultados do experimento preliminar de pH total de indivíduos primeira desova.....	50
Tabela 04: Resultados do experimento preliminar de pH – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ ) ..	50
Tabela 05: Resultados experimento de pH – Total de indivíduos gerados por fêmea...	51
Tabela 06: Resultados experimento de pH – Total de indivíduos gerados por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ ).....	52
Tabela 07: Resultados experimento de pH – Número de desovas por fêmea.....	53
Tabela 08: Resultados experimento de pH – Número de desovas por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ ).....	53
Tabela 09: Resultados experimento de pH – Número de organismos vivos.....	54
Tabela 10: Resultados experimento de dureza – Total de indivíduos gerados por fêmea.....	56
Tabela 11: Resultados experimento de dureza – Total de indivíduos gerados por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ ).....	56
Tabela 12: Resultados experimento de dureza – Número de desovas por fêmea.....	57
Tabela 13: Resultados experimento de dureza – Número de desovas por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ ).....	58
Tabela 14: Resultados experimento de dureza – Número de organismos vivos.....	59

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	10
2. OBJETIVOS.....	14
2.1. Objetivo geral.....	14
2.2. Objetivos específicos.....	14
3. JUSTIFICATIVA.....	15
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
4.1. Generalidades sobre um sistema de tratamento de efluentes .....	16
4.1.1. Pré-tratamento.....	17
4.1.2. Tratamento primário.....	17
4.1.3. Tratamento secundário.....	20
4.1.4. Tratamento terciário.....	25
4.1.5. Tratamento do lodo.....	27
4.2. Sistema de tratamento de efluentes da empresa CLE Brasil.....	28
4.2.1 Tratamento físico – químico.....	28
4.2.2. Tratamento biológico.....	29
4.2.3. Saída do efluente tratado.....	30
4.2.4. Tratamento do lodo.....	30
4.3. Microcrustáceo: <i>Moina micrura</i> .....	30
4.4. Problemática.....	34
4.5. Legislação.....	36
4.6. Toxicologia ambiental.....	36
4.7. Qualidade da água.....	37
4.7.1. Parâmetro: Potencial hidrogeniônico (pH).....	37
4.7.2. Parâmetro: Dureza.....	39
5. MATERIAL E MÉTODOS.....	41
5.1. Obtenção dos organismos.....	41
5.1.1 Classificação.....	42
5.2. Descrição dos experimentos.....	43
5.3. Análises estatísticas.....	48
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
6.1. Características físico-químicas do efluente.....	49
6.2. Experimento preliminar da influência do pH.....	49
6.3. Experimento de pH.....	51
6.3.1. Resultados para número total de indivíduos gerados por fêmea.....	52
6.3.2. Resultados para número de desovas totais por fêmea.....	53
6.3.3. Resultados para longevidade por tratamento.....	54
6.4. Experimento de dureza.....	55
6.4.1. Resultados para número total de indivíduos gerados por fêmea.....	56
6.4.2. Resultados para número de desovas totais por fêmea.....	57
6.4.3. Resultados para longevidade por tratamento.....	58
7. CONCLUSÕES.....	60



8. RECOMENDAÇÕES.....	62
9.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
ANEXOS.....	69

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso limitado e essencial à vida, às atividades industriais e agrícolas. A qualidade da água resulta da forma como o solo é utilizado e da ocupação humana da bacia hidrográfica. Dessa forma, ela é afetada tanto por condições climáticas e geológicas quanto antrópicas (ALBINATI et al., 2003).

As atividades, industrial, agrícola e urbana são notoriamente impactantes ao meio ambiente. As empresas só foram obrigadas a se preocupar com os problemas ambientais quando a problemática ganhou dimensões globais. A conferência de Estocolmo, realizada pela ONU em 1972, foi a primeira a tratar das relações do homem com o meio ambiente, tendo como principal objetivo a conscientização mundial sobre as questões ambientais. Segundo Fernandes (2007), a problemática ambiental que emergiu em nível global na década de 70 do século passado, no Brasil, só ocorreu com a conferência Rio 92 (ECO 92), a partir da qual o setor empresarial brasileiro ensaiou uma mudança de rumo no que se refere às questões ambientais.

De acordo com Machado (2010), o meio ambiente – assim especificamente denominado pela Constituição Federal de 1988 - está previsto como de competência da União, dos Estados e do Distrito Federal, de forma concorrente. Como competência comum, pela União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, estão previstos a proteção do meio ambiente e o combate à poluição em qualquer de suas formas.

Indústrias e companhias de saneamento são obrigadas a cumprir leis e normas, que estabelecem as condições e padrões de lançamento de efluente, físico, químico e biológico, para descarte nos corpos de água receptores. Cada vez mais as organizações estão preocupadas com o desempenho ambiental de seus processos, identificando os aspectos e

controlando o impacto de suas atividades, produtos ou serviços no meio ambiente (MILAMARÉ, 2003).

No Brasil, o Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA foi instituído pela Lei nº. 6938/81 (BRASIL, 1981), que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, regulamentada pelo Decreto nº. 99.274/90 (BRASIL, 1990). Em 8 de janeiro de 1997, a Lei nº. 9433 (BRASIL, 1997) institui a política nacional de recursos hídricos. O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo que, através da Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), 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. O órgão ambiental executivo em esfera nacional é o IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

No estado de Santa Catarina, o órgão ambiental executivo FATMA – Fundação do Meio Ambiente é responsável por manter serviços permanentes de segurança e prevenção de acidentes danosos ao meio ambiente, através do Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981).

Segundo Milamaré (2003), com a aprovação da Lei nº. 9605 contra crimes ambientais, de fevereiro de 1998 (BRASIL, 1998), ficam estabelecidas severas punições aos responsáveis infratores do meio ambiente, e as organizações indústrias vêm sendo alvos frequentes de fiscalizações por órgãos governamentais, entidades ecológicas e instituições certificadoras.

Mundialmente, conforme as normas da série ISO 14000 (ABNT, 1996) registram, as organizações estão preocupadas em demonstrar o seu correto desempenho ambiental, controlando os impactos de suas atividades, produtos ou serviços e levando em consideração sua política e seus objetivos ambientais (D'AVIGNON et al., 2002).

Conforme Trevisan (2009), limites máximos de poluentes nas emissões de efluentes precisam ser respeitados para garantir a sustentabilidade e cumprimento da lei ambiental pela empresa, com o intuito de respeitar esses limites, aliado cada vez mais à necessidade de maximizar a eficiência da estação de tratamento de efluente. Para atingir níveis de poluição mínimos, é necessário aperfeiçoar os processos e mantê-los sob uma conformidade de operação, seja por melhorias ou por correção de sistemas.

Uma estação de tratamento de esgotos (ETE) é definida basicamente pela vazão prevista no projeto e pela qualidade de efluente a ser tratado. O funcionamento de uma ETE compreende basicamente as etapas: pré-tratamento; tratamento primário; tratamento secundário; tratamento terciário; e tratamento do lodo. (METCALF & EDDY, 1985).

A remoção da matéria orgânica biodegradável contida no efluente dá-se durante o tratamento secundário através de processos físicos e bioquímicos (aeróbios e/ou anaeróbios). (VON SPERLING, 2005).

No tratamento secundário do tipo lodos ativados, o efluente após passar pelo tanque de aeração, para degradação da biomassa, dirige-se para o tanque sedimentador (decantador secundário) onde ocorre a separação da biomassa do efluente. Desta forma, permitindo a saída do efluente clarificado e o aumento do teor de sólidos em suspensão no fundo do decantador, formando o lodo. (VON SPERLING, 1997)

Deve-se destacar, no entanto, que a eficiência de qualquer variante do processo de lodos ativados está intimamente associada ao desempenho do decantador secundário. Caso haja perda de sólidos no efluente final, haverá uma grande deterioração na qualidade do efluente, independentemente do bom desempenho do tanque de aeração. (VON SPERLING, 1997)

O surgimento de uma comunidade de microrganismos, desde algas, bactérias, fungos, protozoários, rotíferos, nematóides até microcrustáceos, no tanque decantador secundário,

torna-se possível, devido à grande quantidade de nutrientes disponíveis e matéria orgânica microparticulada, que não foi sedimentada no processo de clarificação (PARKER, 1975).

Há casos em que uma comunidade de microrganismos, encontrando o ambiente ideal, pode se proliferar e gerar alta densidade, afetando o processo de clarificação do tanque decantador. Uma problemática apontada no relatório de processos da empresa CLE BRASIL LTDA., situada no litoral norte do estado de Santa Catarina (SC), foi a presença de microcrustáceos do gênero *Moina micrura* no tanque de decantação.

A presença e a proliferação descontrolada desse organismo no tanque decantador secundário prejudica a sedimentação do lodo, causando um aumento da turbidez, e um maior arraste dos flocos. Conseqüentemente, aumentando a carga poluidora lançada no corpo receptor, estabelecendo, dessa maneira, uma concentração de sólidos sedimentáveis em suspensão acima do aceitável, no efluente lançado por essa empresa, contrariando o que está prescrito na legislação federal e estadual.

Neste trabalho foi avaliada a influência do pH e da dureza, sobre o ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura*, com três variações para o pH e com quatro variações para a dureza. Verificou-se a influência sobre o total de indivíduos gerados por fêmea, sobre o número de desovas por fêmea e sobre a longevidade do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874) entre os diferentes tratamentos. Gerando, dessa maneira, dados que proporcionarão uma possível solução, que não afete o processo no tanque decantador secundário e mantenha o efluente da CLE BRASIL dentro dos padrões legais para lançamento no meio ambiente.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

Encontrar um valor de pH e um valor de dureza para inibir o ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874), com a finalidade de eliminar ou controlar sua proliferação, para não afetar o processo de clarificação do efluente no tanque decantador da empresa de tratamento de efluentes CLE Brasil.

### **2.2. Objetivos específicos**

- Verificar a influência do pH e da dureza sobre o número total de indivíduos gerados por fêmea do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874);
  
- Verificar a influência do pH e da dureza sobre o número de desovas por fêmea do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874);
  
- Verificar a influência do pH e da dureza sobre a longevidade do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874).

### 3. JUSTIFICATIVA

O relatório de processos da empresa CLE BRASIL LTDA. constata que a presença de microcrustáceos do gênero *Moina micrura* no tanque de decantação, quando em alta densidade, compromete a eficácia do sistema, prejudicando a sedimentação do lodo, causando um aumento da turbidez e um maior arraste dos flocos, conseqüentemente aumentando a carga poluidora lançada no corpo receptor.

Dessa maneira tal presença nas circunstâncias referidas faz com que o efluente despejado apresente uma quantidade de sólidos suspensos acima do padrão aceitável, segundo a legislação federal e estadual, CONAMA, resolução n.º. 357, de 17 de março de 2005 e FATMA decreto n.º. 14.250, de 5 de junho de 1981, respectivamente.

Neste trabalho foi avaliada a influência do pH e da dureza sobre a inibição do ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura*, com três variações para o pH e com quatro variações para a dureza. Verificou-se a influência sobre o total de indivíduos gerados por fêmea, sobre o número de desovas por fêmea e sobre a longevidade do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874) nos diferentes tratamentos, gerando, dessa maneira, dados que proporcionarão uma possível solução, que não afete o processo de sedimentação (decantador secundário) e mantenha o efluente da CLE BRASIL dentro dos padrões legais para lançamento no meio ambiente.

## 4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 4.1. Generalidades sobre um sistema de tratamento de efluentes

Uma estação de tratamento de esgotos (ETE) pode ser vista como uma planta industrial que tem como matéria-prima o esgoto bruto e, como produto principal, o esgoto tratado, ou seja, um efluente atendendo aos padrões exigidos pela legislação para ser lançado ao meio ambiente. A ETE é uma estrutura projetada para que, através de processos físicos e químicos e/ou biológicos, intensifiquem-se as condições de depuração que ocorrem na natureza, controlando-os e permitindo o lançamento de um efluente já consideravelmente depurado ao meio ambiente. Quanto mais refinados os sistemas de controle, maior a possibilidade de se assegurar um tratamento adequado e sistemático do esgoto produzido pelas atividades humanas (D'AVIGNON et al., 2002). O funcionamento de uma ETE compreende basicamente as seguintes etapas: pré-tratamento; tratamento primário; tratamento secundário; tratamento terciário; e tratamento do lodo. (METCALF & EDDY, 1985). Na figura 01 um fluxograma das etapas descritas posteriormente.

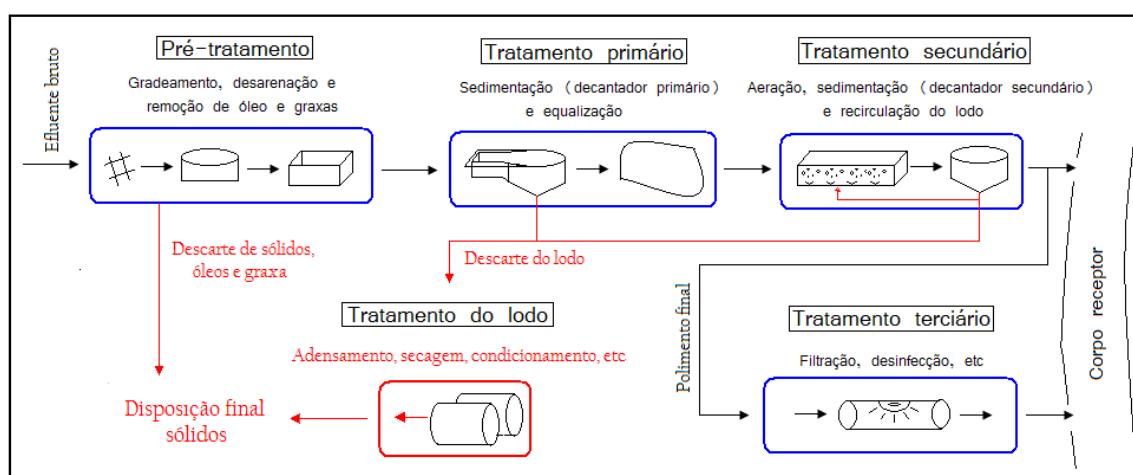


Figura 01: Fluxograma de uma estação de tratamento de esgoto (METCALF & EDDY, 1985).



#### **4.1.1. Pré-tratamento**

A etapa de pré-tratamento é constituída unicamente por processos físicos. Os principais processos de pré-tratamento são descritos a seguir: gradeamento, desarenação e remoção de óleos e graxas.

Gradeamento: Etapa na qual ocorre a remoção de sólidos grosseiros, onde o material de dimensões maiores do que o espaçamento entre as barras da grade fica retido.

Desarenação: Etapa na qual ocorre a remoção da areia por sedimentação. Este mecanismo ocorre da seguinte maneira: os grãos de areia, devido às suas maiores dimensões e densidade, vão para o fundo do tanque, enquanto o resto do efluente segue para as unidades seguintes.

Remoção de óleos e graxas: Etapa na qual ocorre a remoção de óleos e graxas por flotação. Este mecanismo ocorre da seguinte maneira: os óleos e graxas devido à sua menor densidade, vão para a superfície do tanque, enquanto o resto do efluente segue para as unidades seguintes.

#### **4.1.2. Tratamento primário**

A etapa de tratamento primário é a clarificação do efluente, constituída por processos físico-químicos.

Segundo Feltre (2005) as impurezas presentes na água podem encontrar-se em solução como uma mistura homogênea, em suspensão coloidal ou em suspensão, fina ou grosseira, como uma mistura heterogênea. A classificação do material suspenso na água é feita em função do diâmetro médio das partículas, sendo: 0 – 1 nm, uma solução; de 1 – 1000 nm, uma suspensão coloidal; e maiores que 1000 nm, suspensões.

Nesta etapa procede-se a equalização e neutralização da carga do efluente a partir de um tanque de equalização e adição de produtos químicos. Seguidamente, ocorre à separação de partículas finamente dispersas através de processos de coagulação, floculação, sedimentação (decantador primário) e flotação. Os principais processos de clarificação do efluente são descritos a seguir: coagulação, floculação, sedimentação e flotação. (VON SPERLING, 2005)

### Coagulação e floculação

A coagulação visa transformar os sólidos dissolvidos, ou finamente particulados presentes na água em partículas maiores, que possam se aglutinar e posteriormente flocular podendo assim ser removidas pela decantação, flotação ou filtração (ECKENFELDER, 1989).

Coagulantes são os agentes químicos geradores de cargas positivas que neutralizam os colóides e com a capacidade de propiciar a formação de pequenos flocos neutralizados. Em geral são utilizados sais de alumínio e ferro. Floculantes são produtos químicos geralmente orgânicos, adicionados para acentuar o processo de aglutinação das partículas (METCALF & EDDY, 1985). A maioria dos floculantes usados consiste em polieletrólitos, tais como os derivados de poliacrilamida e de poliestireno (BEKRI - ABBES, BAYOUDH & BAKLOUTI, 2007).

Os principais coagulantes mais usados são sais de alumínio, sulfato de alumínio  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$  e policloreto de alumínio; e sais de ferro (cloreto férrico  $\text{FeCl}_3$  e sulfato ferroso  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ). Reagem com a alcalinidade natural da água formando bases insolúveis que precipitam, adsorvendo as partículas em suspensão. A adição de sulfato de alumínio acidifica a água, visto que provém de uma reação de neutralização de um ácido forte e uma base fraca (METCALF & EDDY, 1985; ECKENFELDER, 1989; MANCUSO & SANTOS, 2003; VON SPERLING, 2005).

Quando a alcalinidade natural do efluente tratado é insuficiente são adicionadas substâncias alcalinizantes como óxido de cálcio (CaO); carbonato de sódio (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) e hidróxido de sódio (NaOH), o qual possui custo muito superior ao da cal (CaO) e da barrilha (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) e exige maior cuidado no manuseio (METCALF & EDDY, 1985; ECKENFELDER, 1989; MANCUSO & SANTOS, 2003; VON SPERLING, 2005). Algumas aplicações da coagulação química estão listadas na Tabela 01.

Tabela 01: Aplicação da coagulação química (Fonte: ECKENFELDER, 1989).

<b>Processo químico</b>	<b>pH</b>	<b>Comentários</b>
Cal	9,0 – 11,0	- Coagulação de colóides e remoção do P.
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	4,5 - 7,0	
FeCl <sub>3</sub> , FeCl <sub>2</sub>	4,0 – 7,0	- Águas com baixa alcalinidade e elevada concentração de P.
Fe SO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	4,0 – 7,0	
Polímero catiônico	Não muda	- Coagulação de colóides e metais.
Polímero aniônico e não iônicos	Não muda	- Aglomera os flocos.
Argila	Não muda	- Suspensões coloidais muito diluídas.

O pH influencia diretamente o processo de coagulação e floculação. Para o sulfato de alumínio, uma maior eficiência da floculação ocorre com o pH próximo de 6,8. (ECKENFELDER, 1989; NUNES, 2004; VON SPERLING, 2005).

O ensaio de floculação, teste do jarro (*Jar Test*), é o método empregado nas estações de tratamento para se determinar a dosagem dos agentes químicos que proporcionarão a eficiência desejada do tratamento com um menor custo econômico.

#### Tanque sedimentador (decantador primário):

Esta etapa consiste na separação sólido – líquido por meio da sedimentação das partículas sólidas. Os tanques de decantação podem ser circulares ou retangulares. Os efluentes fluem vagarosamente através dos decantadores, permitindo que os sólidos em suspensão, que

apresentam densidade maior do que a do líquido circundante, sedimentam gradualmente no fundo. Essa massa de sólidos, denominada lodo primário bruto, pode ser adensada no poço de lodo do decantador e enviada diretamente para a digestão ou ser enviada para os adensadores. (VON SPERLING, 2005)

### Tanque flotador

O processo de flotação surge como alternativa para o tratamento de águas que apresentam dificuldades de serem tratadas pelo processo de sedimentação. A flotação é um processo físico de separação gravitacional de fases sólido-líquido e líquido-líquido, no qual bolhas de gás entram em contato com as partículas sólidas ou líquidos em suspensão, resultando em um aglomerado floco-bolha de densidade aparentemente inferior à do líquido. A densidade diferencial causa um aumento da força de empuxo do aglomerado, que flutua até a superfície do líquido, onde se acumula em forma de lodo. O lodo é removido por sistema mecânico de raspadores na superfície, enquanto o efluente clarificado fica nas camadas mais baixas do tanque de onde é removido. O ar atmosférico é o gás mais empregado para geração de bolhas. (PINTO FILHO & BRANDÃO, 2001)

### Tanque equalização

De acordo com Nunes (2004) o tanque de equalização tem também a finalidade de homogeneizar o efluente, tornando uniforme, a temperatura, o valor de pH, a turbidez e demais características, com o auxílio de um aerador.

#### **4.1.3. Tratamento secundário**

O tratamento secundário é constituído por processos físicos e bioquímicos (aeróbios e/ou anaeróbios). Trata-se da remoção da matéria orgânica biodegradável contida nos sólidos dissolvidos, ou finamente particulados e eventualmente, oxidação de nutrientes por processos biológicos (VON SPERLING, 1997).

O sistema de lodos ativados (aeróbio) é amplamente utilizado, em nível mundial, para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é necessária e a disponibilidade de área é limitada. No entanto, o sistema de lodos ativados inclui um índice de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento, implicando em operação mais sofisticada. Outras desvantagens são: o consumo de energia elétrica e a maior produção de lodo (VON SPERLING, 1997).

Existem diversas variantes do processo de lodos ativados. Dentro deste conceito, têm-se as seguintes divisões dos sistemas de lodos ativados: - *Divisão quanto à idade do lodo* (Lodos ativados convencional e aeração prolongada); - *Divisão quanto ao fluxo* (Fluxo contínuo e fluxo intermitente); - *Divisão quanto ao afluente à etapa biológica do sistema de lodos ativados* (Esgoto bruto, efluente de decantador primário, efluente de reator anaeróbio e efluente de outro processo de tratamento de esgotos).

O processo descrito a seguir é o processo de lodo ativado por aeração prolongada de fluxo contínuo por ser o utilizado pela empresa que é o objeto deste estudo. Os principais processos são descritos a seguir: tanque de aeração (reator), tanque de sedimentação (decantador secundário), recirculação do lodo e descarte do lodo (VON SPERLING, 1997).

#### Tanque de Aeração (reator)

Tanque no qual a remoção da matéria orgânica é efetuada por reações bioquímicas, realizadas por microrganismos aeróbios como: bactérias, protozoários e fungos. A base de todo o processo biológico é o contato efetivo entre esses organismos e o material orgânico contido nos efluentes, de tal forma que esse possa ser utilizado como alimento pelos microrganismos. Os microrganismos convertem a matéria orgânica em gás carbônico, água e material celular. (VON SPERLING, 1997)

### Tanque de sedimentação (decantador secundário) e recirculação do lodo

Os tanques decantadores secundários são responsáveis pela separação dos sólidos em suspensão presentes no tanque de aeração, permitindo a saída do efluente clarificado e o aumento do teor de sólidos em suspensão no fundo do decantador.

Os formatos mais comuns para os decantadores secundários são o retangular de fluxo horizontal e o circular de alimentação central. Ambos os tanques necessitam de remoção contínua do lodo, por meio de raspadores ou sucção de fundo. Uma visão esquemática de ambos pode ser vista nas Figuras 02 e 03. O tipo circular permite uma remoção contínua do lodo mais fácil, e apresenta maior vantagem do ponto de vista estrutural, devido ao efeito anelar. Por outro lado, o tanque retangular permite uma maior economia de área e a possibilidade de se utilizar paredes comuns entre tanques contíguos. Ambos os tanques são bastante utilizados em estações de médio e grande porte. (VON SPERLING, 1997)

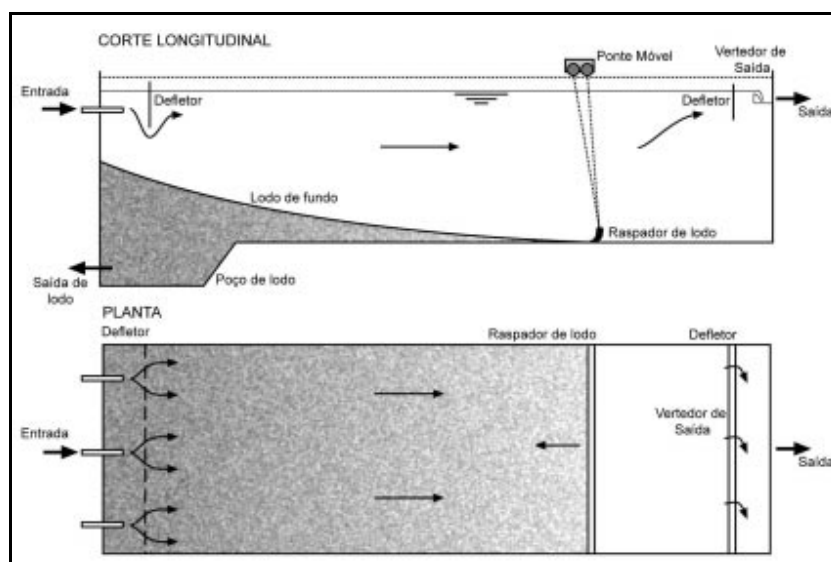


Figura 02: Esquema de um decantador secundário retangular (VON SPERLING, 1997).

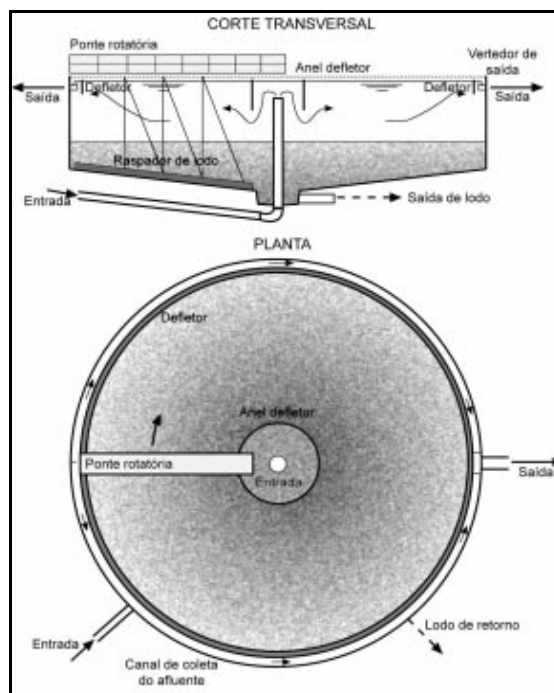


Figura 03: Esquema de um decantador secundário circular (VON SPERLING, 1997).

De acordo com Von Sperling (1997), a biomassa é separada no decantador secundário devido à sua propriedade de flocular e de sedimentar. Tal se deve à produção de uma matriz gelatinosa, que permite a aglutinação das bactérias, protozoários e outros microrganismos, responsáveis pela remoção da matéria orgânica, em flocos macroscópicos. Os flocos possuem dimensões bem superiores às dos microrganismos, individualmente, o que facilita sua sedimentação (Figura 04).

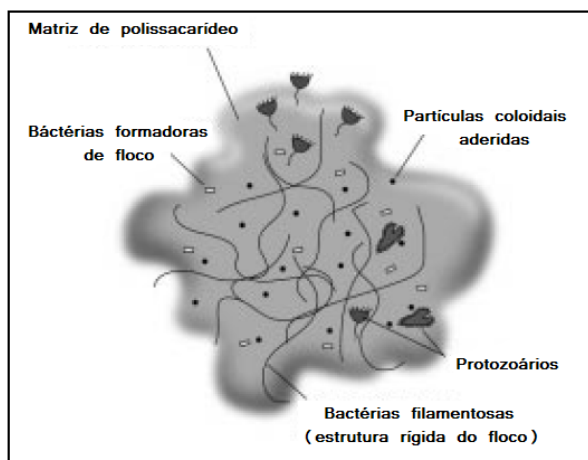


Figura 04: Representação esquemática de um floco de lodo ativado. (VON SPERLING, 1997).

Parte desse lodo é recirculado para o tanque de aeração e outra parte é primeiramente encaminhada para o tratamento de lodo para depois ser descartado. O retorno do lodo é necessário para suprir o tanque de aeração com uma quantidade suficiente de microrganismos e manter uma relação alimento/microrganismo capaz de decompor com maior eficiência o material orgânico (MANCUSO & SANTOS, 2003).

O efluente líquido oriundo do decantador secundário pode ser descartado diretamente para o corpo receptor (VON SPERLING, 1997).

Alguns fatores influenciam no processo de tratamento biológico do tipo lodos ativados. Em condições adversas pode ocorrer a morte dos microrganismos responsáveis pela formação da matriz gelatinosa que compõem o floco. Os valores ideais para os seguintes parâmetros são: O valor do pH deverá estar entre 6,0 – 8,0. A temperatura adequada para o tratamento varia entre 20° e 30°C. O oxigênio dissolvido entre 1 e 4 ppm. Relação mássica entre os nutrientes deve obedecer: DBO:N:P = 100:5:1 (VON SPERLING, 1997).

Deve-se destacar que a eficiência de qualquer variante do processo de lodos ativados está intimamente associada ao desempenho do decantador secundário. Caso haja perda de sólidos no efluente final, haverá uma grande deterioração na qualidade do efluente, independentemente do bom desempenho do tanque de aeração (VON SPERLING, 1997).

#### Descarte do lodo

Etapa em que acontece o descarte do lodo excedente. O lodo excedente extraído do sistema é dirigido para a seção de tratamento de lodo.

No tanque de aeração, devido à entrada contínua de alimento, os microrganismos crescem e se reproduzem continuamente. Para manter o sistema em equilíbrio, é necessário que se retire aproximadamente a mesma quantidade de biomassa que é aumentada por reprodução.



Este é, portanto, o lodo biológico excedente, que pode ser extraído diretamente do reator ou da linha de recirculação (VON SPERLING, 1997).

#### **4.1.4. Tratamento terciário**

A etapa de tratamento terciário geralmente é constituída de unidades de tratamento físico-químico que têm como finalidade a remoção complementar da matéria orgânica e de compostos não biodegradáveis, de nutrientes, de poluentes tóxicos e/ou específicos de metais pesados, de sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão remanescente, e de patogenias por desinfecção dos esgotos tratados. (TELLES & COSTA, 2007)

De acordo com o grau de depuração que se deseja alcançar a etapa de tratamento terciário possui diversos processos, dentre eles: remoção de sólidos dissolvidos, remoção de sólidos suspensos, remoção de compostos orgânicos e desinfecção. (MANCUSO & SANTOS, 2003).

Remoção de sólidos dissolvidos: As principais tecnologias: osmose reversa, troca iônica, eletrodialise reversa e evaporação.

Remoção de sólidos suspensos: As principais tecnologias: macrofiltração, microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração.

Remoção de compostos orgânicos: As principais tecnologia: Ozonização e carvão ativado.

Desinfecção: Os desinfetantes mais conhecidos usados na prevenção dos microorganismos são: o cloro, o ozônio, a irradiação por ultravioleta (UV), o iodo, o permanganato de potássio, a prata, o dióxido de cloro e o peróxido de hidrogênio, entre outros meios.

A seguir segue a descrição do processo de desinfecção por radiação UV, por ser o utilizado pela empresa que é o objeto deste estudo.

### Desinfecção por irradiação por ultravioleta (UV)

Segundo Von Sperling (1997), devido aos reduzidos tempos de detenção nas unidades do sistema de lodos ativados, com relação à remoção de coliformes e organismos patogênicos, tem-se que a eficiência é baixa e usualmente insuficiente para atender aos requisitos de qualidade dos corpos receptores. Esta baixa eficiência é típica também de outros processos compactos de tratamento de esgotos. Caso necessário, o efluente deve ser submetido a uma etapa posterior de desinfecção. Sabe-se que, devido à boa qualidade do efluente, a demanda de cloro para desinfecção é pequena: uma concentração de poucos mg/L de cloro, ou seus derivados, é suficiente para eliminação quantitativa de patógenos em poucos minutos. A adição do desinfetante não tem efeito significativo sobre os custos de tratamento. No entanto, deve-se sempre ter em mente os problemas potenciais dos organoclorados (trihalometanos) resultantes da pós-cloração. Como em todo sistema de cloração de efluentes, deve-se analisar a possível necessidade de se efetuar a descloração, para redução da concentração de cloro residual, em função de sua toxicidade ao corpo receptor. A radiação UV torna-se atraente como tratamento terciário pra unidades que utilizam o sistema de lodos ativados, em virtude do baixo teor de sólidos em suspensão no efluente, e pela não geração de organoclorados e cloro residual.

Porém, conforme observado por Daniel (1999), efluentes que apresentam turbidez, não somente a concentração mas também o diâmetro das partículas dispersas, influencia na eficiência da desinfecção, pois os sólidos podem proteger os microorganismos da radiação.

Segundo König (1999) a inativação dos microorganismos ocorre a nível cromossômico, pois a radiação atinge o DNA impedindo a sua reprodução normal. Na dupla hélice da molécula de DNA os nucleotídeos de cada fita se mantêm unidos por meio de ligações fracas de hidrogênio. A radiação UV é absorvida por estas ligações de hidrogênio, quebrando-as, conseqüentemente, fazendo com que se formem novas ligações entre nucleotídeos adjacentes e, posteriormente, moléculas duplas ou dímeros. A formação de um número de dímeros suficiente impede que haja a duplicação do DNA, impossibilitando

assim a reprodução do microrganismo, além de comprometer a síntese protéica (MONTGOMERY, 1985; LEHNINGER, 1995).

#### 4.1.5. Tratamento do lodo

A etapa de tratamento do lodo é constituída por processos físico-químicos e biológicos.

Segundo Dharmappa et al. (1997), o tratamento de lodo pode ser classificado em seis grandes categorias: Adensamento, condicionamento, desaguamento mecânico, secagem ou desaguamento, recuperação de coagulantes e disposição final e reuso.

Adensamento: processo de aumento da concentração de sólidos contidos no resíduo para reduzir seu volume, antes da disposição final ou pós-tratamento;

Condicionamento: adição de um produto químico ao resíduo ou alteração física de sua natureza;

Desaguamento mecânico: similar ao adensamento, esse processo envolve a separação líquido-sólidos. É definido como um processo para incrementar a concentração de sólidos do lodo em mais de 8%;

Secagem ou desaguamento: uma extensão da separação líquido-sólidos, aproxima-se do adensamento e desaguamento mecânico. É definido como um processo para incrementar a concentração de sólidos do lodo em mais de 35%;

Recuperação de coagulantes: técnica de tratamento para melhorar as características dos sólidos desaguados e diminuir a concentração de íons metálicos nos resíduos. A recalcinação é relacionada como um processo associado ao abrandamento de lodos com o uso da cal;

Disposição final e reúso: Esta categoria inclui transporte para aterro de áreas, descarregamento em aterro sanitário, disposição em solos agricultáveis e várias opções de reúso, tais como suplementação de solos e fabricação de tijolos.

#### 4.2. Sistema de tratamento de efluentes da empresa CLE Brasil

A CLE Brasil fornece o serviço de tratamento de efluentes líquidos ao sítio industrial da VEGA do SUL. O sistema de tratamento de efluentes é de fluxo contínuo, possui capacidade de tratamento de 798 m<sup>3</sup>/dia e recebe os efluentes: industriais (16m<sup>3</sup>/h) e doméstico (5m<sup>3</sup>/h) do sítio industrial da VEGA do SUL. O funcionamento da estação de tratamento de esgoto da empresa CLE Brasil compreende as seguintes etapas: tratamento físico-químico, tratamento biológico, tratamento de lodo e saída do efluente tratado. Na figura 05 um fluxograma das etapas descritas posteriormente.

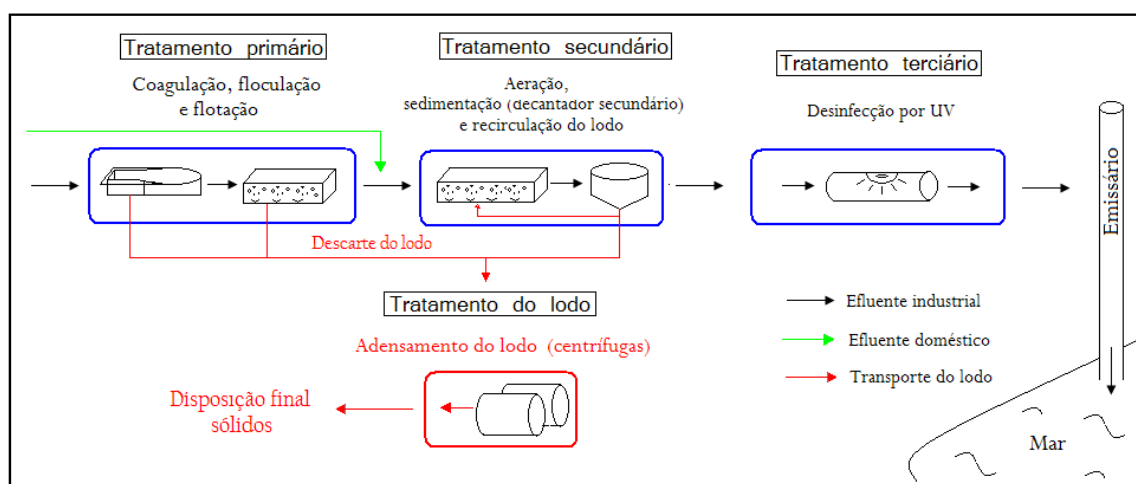


Figura 05: Fluxograma da estação de tratamento de esgoto da empresa CLE Brasil (CLE BRASIL, 2008).

##### 4.2.1 Tratamento físico – químico

O processo consiste em remover os principais contaminantes químicos, tais como: óleos e graxas, ferro e zinco oriundos do processo industrial da Vega do Sul, através do processo de flotação por ar dissolvido e separação física. Cada corrente é recebida em tanques

diferentes e posteriormente bombeada para o sistema de tratamento físico-químico onde são tratadas com adição de produtos químicos, gerando água clarificada e lodo que são separados por ar dissolvido. A água clarificada é enviada para o sistema biológico para tratamento final junto com o efluente doméstico. O lodo gerado é encaminhado para área de tratamento de lodo (CLE BRASIL, 2008).

#### 4.2.2. Tratamento biológico

O tratamento biológico da empresa é do tipo lodos ativados por aeração prolongada. Primeiramente o efluente industrial tratado pelo sistema físico-químico juntamente com o efluente doméstico gerado em todo o condomínio industrial passam pelo tanque de aeração e em seguida o efluente passa por um tanque de sedimentação (decantador secundário). O resultado final é um efluente totalmente clarificado que ainda recebe um processo de desinfecção por ultravioleta e em seguida é bombeado para o mar (CLE BRASIL, 2008).

O tanque sedimentador (decantador secundário) da empresa é o circular de alimentação central, de fluxo horizontal e de alta taxa (Figura 06). Os dados de parâmetros químicos e físicos da água do sedimentador (decantador secundário) da empresa encontram-se no Anexo I.



Figura 06: Tanque decantador da empresa (Fonte: CLE BRASIL, 2006).

#### 4.2.3. Saída do efluente tratado

O efluente tratado passa por um sistema de desinfecção por ultravioleta e atende todos os parâmetros da Legislação Federal e Estadual dentre eles: pH entre 6,0 e 9,0; temperatura inferior a 40°C; materiais sedimentáveis até 1mL/L; ausência de materiais flutuantes; DBO  $\leq$  560mg/L; ferro solúvel  $\leq$  15mg/L e zinco total  $\leq$  1mg/L.

#### 4.2.4. Tratamento do lodo

O lodo gerado dos processos de tratamento físico – químico e biológico são tratados em 2 centrífugas de capacidade 1m<sup>3</sup> cada, gerando um produto com porcentagem mínima de sólidos totais de 22%. O resíduo é encaminhado para um aterro industrial.

#### 4.3. Microcrustáceo: *Moina micrura* (KURZ, 1874).

Conforme chave de identificação do livro *Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil* (ELMOOR-LOUREIRO, 1997), o organismo presente no tanque de sedimentação da indústria classifica-se como *Moina micrura* (KURZ, 1874), apresentada na Figura 07.

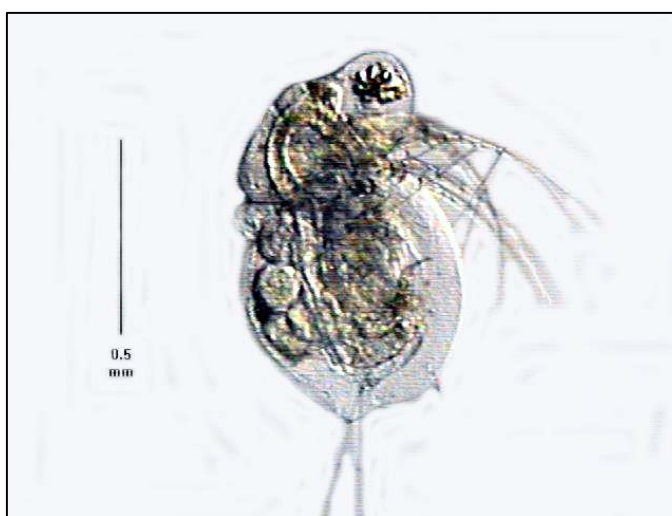


Figura 07: *Moina micrura* adulta (Fonte: Disponível em: <http://edis.ifas.ufl.edu/fa024>).

De acordo com Ruppert & Barnes (1996) e informações contidas no site *Sistema integrado de informações taxonômicas* (ITIS, 2008), a *Moina micrura* é classificada taxonomicamente no Reino: Animália; Filo: Artropoda; Subfilo: Crustacea (BRÜNNICH, 1772); Classe: Branchiopoda (LATREILLE, 1817); Subclasse: Phylopoda (PREUSS, 1951); Ordem: Diplostraca (GERSTAECKER, 1866); Subordem: Cladocera (LITREILLE, 1829); Infraordem: Anomopoda (STEBBLING, 1902); Família: Moinidae (GOULEN, 1868); Gênero: Moina (BAIRD, 1850); Espécie: Micrura (KURZ, 1874).

Esse microcrustáceo é um organismo robusto de grande capacidade de crescimento e com algumas peculiaridades, capaz de proliferar-se e dominar ambientes poluídos, turbidos e altamente eutrofizados (ROCHA & GÜNTZEL, 1999), diferentemente da espécie *Moina minuta* que segundo Pedrozo & Rocha (2005) é considerada sensível à poluição orgânica.

De acordo com Melo et al. (2007), apesar de viver em ambientes tanto pobres quanto ricos em nutrientes, a *Moina micrura* consegue desenvolver grandes populações em ambientes eutrofizados e com baixos teores de oxigênio dissolvido e baixa condutividade elétrica.

A *Moina micrura* surge, geralmente, nas estações quentes com temperatura em torno dos 27 °C e prefere águas com pH ao redor dos 7,5 (FERRÃO-FILHO et al., 2005). Conforme Elmoor-Loureiro (1997) esse microrganismo possui distribuição cosmopolita e resiste a uma grande variação de temperatura, desde os cinco até os trinta e um graus Celsius.

Também a *Moina micrura* tolera desde uma concentração quase zero de oxigênio dissolvido até sua supersaturação, quando o meio atinge níveis críticos dessa substância o organismo é capaz de sintetizar hemoglobina e tornar-se avermelhado, conforme Figura 08. (LANDON & STASIAK, 1983; ENGLE, 1985).



Figura 08: Detalhe indivíduos com coloração vermelha (Fonte: CLE BRASIL, 2006).

Os cladóceros possuem apêndices respiratórios nas patas e o transporte de oxigênio resulta da presença de hemoglobina na hemolinfa. A hemoglobina carrega oxigênio e também exerce papel vital no transporte de dióxido de carbono e íons de hidrogênio, sendo uma proteína alostérica (regulada por modificações não covalentes). As proteínas alostéricas são sensíveis reguladores do metabolismo, porque ao se ligarem a determinados metabólitos celulares sua atividade sofre grandes alterações (LEHNINGER, NELSON & COX, 1995). A afinidade hemoglobina – oxigênio é afetada por variações de pH. O efeito Bohr descreve que a acidez estimula a liberação de oxigênio, ou seja, quanto mais alto o pH maior a afinidade hemoglobina - oxigênio (PERES, 2008).

Conhecidas vulgarmente por pulgas da água, a *Moina micrura* tem um tamanho que não ultrapassa o 1 mm. Esses microcrustáceos planctônicos atuam na cadeia alimentar aquática como consumidores primários entre os metazoários, alimentando-se principalmente por filtração de material orgânico particulado e algas unicelulares (KERSTING et al., 1973).

Segundo Pagano (2008) aceitam uma ampla gama de tamanhos de partículas de fitoplâncton, variando de pequenas, unicelulares como *Clorella sp* (2-4  $\mu\text{m}$  diâmetro equivalente esférico, ESD), até grandes como *Coelastrum reticulatum* (20-40  $\mu\text{m}$  ESD).



O tipo de alimento e sua abundância afetam a taxa de reprodução da *Moina micrura* (OVIE, 2002; EPA, 2002), bem como a densidade de cultivo (MARTÍNEZ-JERÓNIMO et al., 2007).

Segundo Ovie e Egborge (2002) um resultado ótimo de crescimento populacional para a *Moina micrura* foi observado quando alimentada com uma densidade de  $1,5 \times 10^6$  células/mL de micro algas da espécie *Scenedesmus subspicatus*.

De acordo com Macedo e Pinto-Coelho (2000) os índices corpóreos máximos de lipídio da *Moina micrura* foram atingidos de 3 a 5 dias de cultivo, quando alimentada com a microalga *Scenedesmus quadricauda* e de 2 a 5 dias de cultivo, quando alimentada com a microalga *Ankistrodesmus gracilis*.

Em condições ambientais favoráveis reproduz-se por partenogênese originando apenas fêmeas partenogênicas e que são clones das mães. O período da primeira maturação é cerca de 4 dias após o nascimento, as seguintes maturações têm duração média de 2 dias. Cada desova gera um total de 4 a 22 ovos, podendo cada fêmea desovar de 2 a 6 vezes por vida. A *Moina micrura* apresenta, dessa maneira, uma expectativa de vida em torno de 15 dias (ROTTMANN et al., 2003).

Conforme Macedo e Pinto-Coelho (2000), o gênero *Moina* possui um ciclo de vida mais curto do que o gênero *Daphnia*. Macedo e Pinto-Coelho (2000) e Sipaubá-Tavares e Bacghion (2002) realizaram experimentos com *Moina micrura*, verificando longevidade de cerca de 6 dias.

Caso a condição se torne desfavorável, o organismo produz ovos de resistência e também estágios de diapausa, através de reprodução sexuada, como estratégia para garantir a sobrevivência no ambiente e para assegurar a diversidade genética (FRYER, 1996).

Os microrganismos apresentam variações sazonais da população ao longo das estações do ano, e quando surgem em um sistema, resultam em baixos índices de diversidade específica principalmente, nos períodos de seca (MELO et al., 2007). Pode ser utilizada como bioindicador das características limnológicas dos ecossistemas em que são encontradas (PEDROZO & ROCHA, 2005).

Segundo Martínez-Jerónimo et al. (2007) uma densidade populacional baixa que não compromete o crescimento para a *Moina micrura* foi de 33 a 100 indivíduos por litro. Porém, em pequenos volumes de 30 a 60 mL, pode-se observar o aparecimento de machos no cultivo.

Os organismos aquáticos, em situações extremas, normalmente apresentam inibição de seus ciclos reprodutivos. Porém, segundo Finkler (2002), pode haver um estímulo compensatório no sistema reprodutivo do organismo *Daphnia magma* quando este é exposto a ambientes desfavoráveis. Tal fato biológico pode estar associado ao estresse (sinal de perigo) que estes organismos sofrem, quando expostos a certos ambientes.

#### **4.4. Problemática**

Uma problemática apontada no relatório de processos da empresa CLE BRASIL LTDA., responsável pelo tratamento de efluente da indústria Vega do Sul – Grupo ArcelorMittal, foi a presença de microcrustáceo *Moina micrura* no tanque de decantação. Na figura 09 a região avermelhada na superfície da água indica a presença do microcrustáceo (CLE BRASIL, 2006).



Figura 09: Superfície do decantador com presença do microcrustáceo (Fonte: CLE BRASIL, 2006).

Sabe-se que diversos fatores são controladores da abundância e riqueza zooplancônica (estratégias e disponibilidade alimentar, predação, competição, aporte de nutrientes, estrutura térmica e circulação) e que as mudanças no clima associadas às regras operacionais diferenciadas (que alteram a vazão do efluente, volume e, conseqüentemente, o tempo de retenção das águas do reservatório) têm um papel decisivo na dinâmica da comunidade (COELHO-BOTELHO, 2003).

Há casos em que uma comunidade de microrganismos, encontrando o ambiente ideal, pode se proliferar e gerar alta densidade. Organismos que apresentam mobilidade na coluna da água, quando em alta densidade, causam um turbilhonamento da água, afetando o processo de clarificação do tanque decantador.

A presença e proliferação descontrolada desse organismo no tanque decantador prejudica a sedimentação do lodo, causando um aumento da turbidez e um maior arraste dos flocos. (CLE BRASIL, 2006).

De acordo com dados do relatório de processo CLE Brasil, 2006, na presença do organismo os valores de turbidez subiram. Estabelecendo, por vezes, uma concentração de sólidos sedimentáveis em suspensão acima do aceitável no efluente dessa empresa lançado no corpo receptor, segundo legislação Estadual e Federal.

#### **4.5. Legislação**

Prevista na resolução do CONAMA n.º. 357 (BRASIL, 2005), que determina que substâncias que produzem odor ou turbidez devem estar virtualmente ausentes, bem como a legislação estadual que através do Decreto n.º. 14.250, de 5 de junho de 1981, regulamenta dispositivos da Lei n.º. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental, que determina ausência de materiais flutuantes visíveis (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981).

Pela legislação estadual Decreto n.º. 14.250, de 5 de junho de 1981, o efluente lançado não deve ultrapassar os limites de pH que variam de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981),

#### **4.6. Toxicologia Ambiental**

A toxicologia ambiental é a área da ciência da toxicologia que tem como objetivo estudar os efeitos prejudiciais causados por substâncias ou compostos presentes no meio ambiente (água, ar, e solo), podendo estes ser de natureza química, física ou biológica. É uma ciência multidisciplinar que envolve áreas como: química, física, matemática, biologia, genética, microbiologia, fisiologia, ciências da água e engenharias (SETAC, 2008).

A ecotoxicologia tem evoluído recentemente como uma extensão da toxicologia ambiental, relaciona-se aos efeitos tóxicos de agentes químicos e físicos sobre os organismos vivos, especialmente as populações e comunidades que habitam ecossistemas definidos, o que inclui as vias de transferência daqueles agentes e suas interações com o ambiente. A toxicologia tradicional trata dos efeitos tóxicos sobre organismos individualmente, a ecotoxicologia estuda o impacto sobre as populações de organismos vivos ou sobre ecossistemas. É possível

um evento ambiental que exerça efeitos graves sobre organismos individuais não apresentar impacto importante sobre populações ou sobre um ecossistema. Esta afirmação é plenamente explicada nos fundamentos da toxicologia tradicional, segundo os quais a resposta toxicológica é diretamente proporcional à dose ou à concentração, ao tempo de exposição e às características metabólicas do organismo estudado (MATIAS, 2005).

A ecotoxicologia revela, através de ensaios com matéria viva, efeitos agudos ou crônicos produzidos por substâncias químicas (KNIE & LOPES, 2004).

A toxicidade aguda, segundo Matias (2005), é a manifestação de um efeito em um curto espaço de tempo após administração de uma dose única de uma substância. Em geral, é o primeiro estudo realizado sobre uma substância quando não se tem nenhuma noção, ou somente noção teórica, muito restrita, sobre a substância a ser estudada. O objetivo de um teste de toxicidade aguda é de determinar a concentração de determinada substância ou o nível de um agente (temperatura, pH, dureza) que produz um efeito deletério em um grupo de organismos-teste durante um curto espaço de tempo sob condições ambientais controladas (RAND; WELLS & MCCARTY, 1995).

A toxicidade crônica, segundo Rand et al. (1995), é a manifestação de um efeito em um longo espaço de tempo após administração de uma dose subletal de uma substância. São testes que permitem avaliar os possíveis efeitos adversos de uma amostra sob condições de longo tempo de exposição a concentrações subletais. O teste de toxicidade crônica expõe o organismo-teste ao agente tóxico durante todo e/ou parte do seu ciclo de vida, incluindo estágios sensíveis do organismo.

#### **4.7. Qualidade da água**

##### **4.7.1. Parâmetro: Potencial hidrogeniônico (pH)**

Designado pelo bioquímico dinamarquês Sören Sørensen em 1909, o pH da água é uma escala que serve para indicar a concentração de íons  $H^+$  em soluções aquosas. Apresenta uma escala de variação de 0 a 14. Chamado de potencial hidrogeniônico da água, o pH é obtido pela seguinte fórmula:  $pH = -\log [H^+]$ . Na temperatura de 25 °C a água pura apresenta pH igual a 7,0. (FELTRE, 2005)

O conceito de pH foi desenvolvido a partir de um entendimento cabal das substâncias ácidas e básicas. Em 1887, o químico sueco Svante August Arrhenius anunciou sua teoria da ionização da água. Arrhenius definia os ácidos como substâncias hidrogenadas que em solução aquosa se ionizam dando íons hidrogênio ( $H^+$ ) e as bases como substâncias hidroxílicas que em solução aquosa originam íons hidroxila ( $OH^-$ ). Com o passar do tempo, a teoria de Arrhenius revelou-se incompleta para explicar novos fatos observados. Por exemplo, a amônia,  $NH_3$ , apesar de não ser uma substância hidroxílica, quando adicionada em água produz íons hidroxila. Em 1923, o químico dinamarquês J. N. Brønsted e o químico inglês J. M. Lowry, independentemente lançaram a mesma teoria, em que um ácido é uma substância que pode doar um próton ( $H^+$ ), e uma base é uma substância que pode aceitar um próton. (FELTRE, 2005)

O pH pode ser determinado pelo método da titulação volumétrica ácido-base, mediante um indicador para evidenciar o ponto de equivalência ou através de um peagômetro. (APHA; AWWA & WPCF, 2005).

Conforme Arana (2004) o pH é um parâmetro muito especial em ambientes aquáticos, podendo ser a causa de muitos fenômenos químicos e biológicos. O metabolismo de qualquer sistema biológico é altamente dependente do pH. Valores letais de acidez e alcalinidade de (pH 4 e pH 11) têm sido reportados para organismos aquáticos.

O potencial hidrogeniônico da água está também relacionado a uma série de fenômenos químicos, como, por exemplo: 1) O pH alcalino apresenta uma menor percentagem de amônia não ionizada comparado com o pH ácido para a mesma temperatura. 2) O pH

alcalino apresenta todos os metais, exceto os alcalinos e alcalinos terrosos, quelados em forma de bases insolúveis. 3) O pH ácido favorece a redução de sulfatos e outros compostos oxidados do enxofre, através das bactérias anaeróbias, em íons sulfetos, que reagem com protons ( $H^+$ ) e formam ácido sulfídrico  $H_2S$  (ARANA, 2004)

Assim, a alteração do pH da água do tanque de decantação para um valor intolerável, a ponto de comprometer a sobrevivência da *Moina micrura* ou a sua taxa reprodutiva, pode ser uma alternativa simples e eficaz para o controle desse microcrustáceo presente no tratamento de efluente dessa empresa, CLE Brasil. Desde que não confronte os limites de pH 6,0 a pH 9,0 estabelecidos pela legislação estadual Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981), e também os limites ideais de pH no tratamento biológico do tipo lodos ativados que segundo Von Sperling (1997) variam de 6,0 a 8,0.

#### **4.7.2. Parâmetro: Dureza**

A dureza da água é causada principalmente pela presença de sais de cálcio e magnésio, de modo que os íons levados em consideração na medição são os de cálcio ( $Ca^{2+}$ ) e magnésio ( $Mg^{2+}$ ); por vezes também outros metais, como o zinco ( $Zn^{2+}$ ), estrôncio ( $Sr^{2+}$ ), ferro ( $Fe^{2+}$  ou  $Fe^{3+}$ ) mangânes ( $Mn^{2+}$ ) ou alumínio ( $Al^{3+}$ ), podem ser levados em conta na aferição da dureza. Os cations  $Fe^{+3}$  e  $Al^{+3}$  formam produtos muito insolúveis, de modo que a dureza produzida por eles é quase desprezível.

A dureza é composta de duas partes: a dureza temporária e a dureza permanente. A dureza temporária é gerada pela presença de carbonatos ( $CO_3^{-2}$ ) e bicarbonatos ( $HCO_3^-$ ) pode ser eliminada por meio de fervura da água. A dureza permanente é devida a cloretos ( $Cl^-$ ), nitratos ( $NO_3^-$ ), silicatos ( $SiO_3^{-2}$ ) e sulfatos ( $SO_4^{-2}$ ) e não é suscetível à fervura. Pela fervura da água ocorre a liberação de gás carbônico ( $CO_2$ ) pela reação:  $2 HCO_3^{-2} \rightarrow 2 H^+ + CO_3^{-2} + CO_2$ . O  $CO_3^{-2}$  reage com os íons  $Ca^{+2}$  e  $Mg^{+2}$ , para formar os carbonatos de cálcio e magnésio insolúveis que precipitam causando o abrandamento da água. (APHA; AWWA &

WPCF, 2005). O termo dureza total ou dureza geral da água é expresso pela somatória da dureza temporária e da permanente (SAWYER & MCCARTY, 2003). Em função do grau de dureza, podemos classificar as águas conforme Tabela 02.

Tabela 02: Classificação das águas quanto à dureza (APHA; AWWA & WPCF, 2005).

Dureza em CaCO <sub>3</sub> (mg/L)	Tipo de Dureza
Até 75	Branda
75 – 150	Moderadamente duras
150 – 300	Duras
> 300	Muito duras

A dureza pode ser determinada pelo método da titulação volumétrica, em pH básico com adição de EDTA mediante um corante negro eriocromo T. É medida usualmente em unidades de concentração partes por milhão, mg/L, de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>). (APHA; AWWA & WPCF, 2005).

De acordo com Mac-Quhae et al. (2007) o gênero *Moina* apresenta preferência por águas mais duras, em um valor de dureza ao redor de 10mg CaCO<sub>3</sub>/L a toxicidade sobre a *Moina macropoda* é maior do que em águas com dureza ao redor de 160mg CaCO<sub>3</sub>/L.

A alteração da dureza da água do tanque de decantação para um valor intolerável, comprometendo este a sobrevivência desta espécie (*Moina micrura*) ou a taxa reprodutiva, pode ser uma alternativa simples e eficaz para o controle desse microcrustáceo presente no tratamento do efluente dessa empresa, uma vez que a dureza está diretamente relacionada não só com a manutenção do exoesqueleto que é formado por quitina e outras proteínas, mas também com a taxa reprodutiva dos crustáceos (ROTTMANN et al., 2003).



## 5. MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1. Obtenção dos organismos

Os organismos da espécie *Moina micrura* (KURZ, 1874) utilizados neste trabalho foram provenientes do tanque sedimentador (decantador secundário) do sistema de tratamento de efluentes da empresa CLE BRASIL LTDA, fornecedora de utilidades e prestadora de serviços de gestão de resíduos e efluentes, controlada acionariamente pelo Grupo VEOLIA Environnement. Está localizada em São Francisco do Sul, no litoral norte do estado de Santa Catarina - Brasil, inserida no complexo industrial Vega do Sul – Grupo ArcelorMittal, na Rodovia BR-280, km 11 – Morro Grande, como mostra a Figura 10 (CLE BRASIL, 2008).

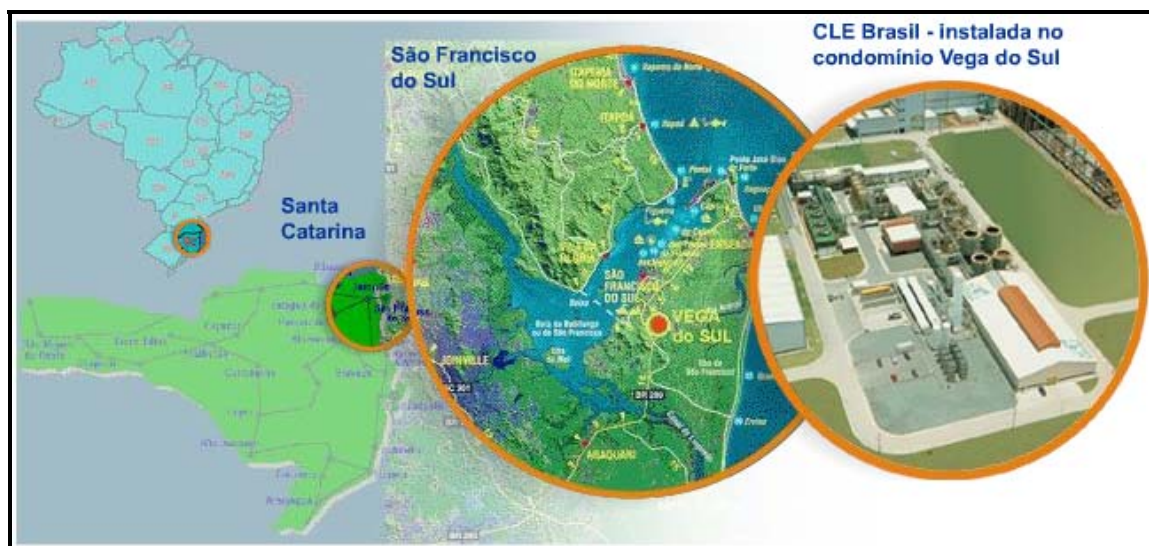


Figura 10: Localização CLE Brasil (Fonte: CLE BRASIL, 2008).

A CLE Brasil é responsável pela central de múltiplas utilidades no complexo industrial Vega do Sul fornecendo serviços como: energia, ciclo completo de água, gases industriais, ar comprimido e gerenciamento completo dos resíduos industriais. O empreendimento

industrial da CLE Brasil conta com as certificações das séries ISO 9001, 14001 e OHSAS 18001. (CLE BRASIL, 2008).

### 5.1.1 Classificação

Com auxílio de um microscópio e chave de identificação, presente no livro Manual de identificação de Cladóceros Limníticos do Brasil, de Elmoor-Loureiro (1997), o organismo foi analisado e a espécie foi confirmada. Os apêndices articulados da *Moina micrura*, que podem ser observados na figura 11, são utilizados para chave de identificação.



Figura 11: Imagem com ampliação de 40 vezes da *Moina micrura* (Fonte: CLE BRASIL, 2006).

De acordo com Ruppert e Barnes (1996) a *Moina micrura* é classificada taxonomicamente:

Filo: Artropoda

Subfilo: Crustacea (BRÜNNICH, 1772)

Classe: Branchiopoda (LATREILLE, 1817)

Subclasse: Phylopoda (PREUSS, 1951)

Ordem: Diplostraca (GERSTAECKER, 1866)

Subordem: Cladocera (LITREILLE, 1829)

Infraordem: Anomopoda (STEBBLING, 1902)

Família: Moinidae (GOULEN, 1868)

Gênero: Moina (BAIRD, 1850)

Espécie: Micrura (KURZ, 1874).

## 5.2. Descrição dos experimentos

O experimento foi realizado no Laboratório de Toxicologia Ambiental (LABTOX) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O ambiente de cultura onde se realizou os experimentos foi uma estufa climatizada com luminosidade de 1000 lux, com fotoperíodo de 16 horas luz - 8 horas escuro, com temperatura da água de  $27 \pm 2$  °C, controlada diariamente, sem aeração.

O meio de cultivo utilizado foi a água do próprio decantador. Para evitar possíveis interferências nos resultados do experimento, em decorrência da presença de ovos, a água foi filtrada utilizando-se tela de 50 µm.

A água foi transportada por meio de bombonas (recipientes plásticos de 20 litros) e caracterizada quimicamente através da análise dos parâmetros de pH e dureza, conforme metodologia descrita posteriormente. Os valores obtidos foram usados como controle nos experimentos. Dados de pH e dureza obtidos pela empresa, ao longo de onze dias, no tanque decantador (Anexo I) foram utilizados para determinar a amplitude dos valores na análise de dureza.

Durante a aclimação e durante o experimento, a alimentação da *Moina micrura* foi fornecida diariamente com algas unicelulares da espécie *Scenedesmus subspicatus*, com densidade estimada de  $10^6$  células/mL, de uma cultura produzida no laboratório LABTOX – ENS/UFSC, cultivadas de acordo com as recomendações da norma ABNT NBR-13373 (ABNT, 2005).

Primeiramente, os indivíduos que chegaram do tanque de decantação da empresa foram aclimatados em dois béqueres de vidro de 1L cada, durante dois dias. Cada béquer continha

500 mL de água de cultivo com uma densidade de 40 indivíduos por litro. Após o período de aclimação os experimentos, para verificar a influência do pH e da dureza sobre o número total de indivíduos, longevidade e total de desovas por fêmea, foram realizados da seguinte maneira (Figura 12).

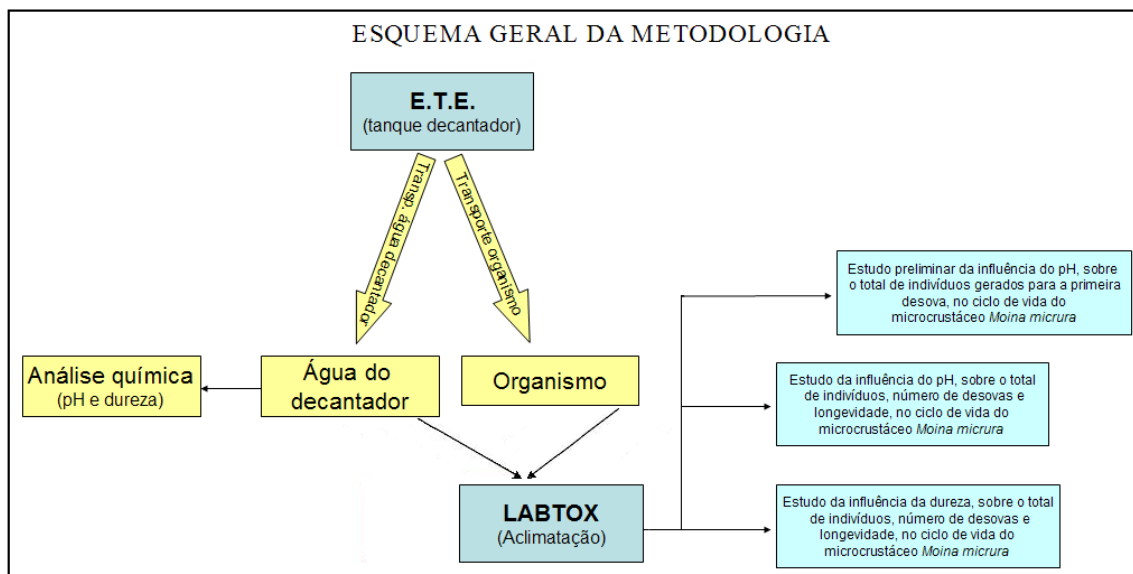


Figura 12: Esquema geral metodologia

Com o auxílio de uma pipeta, foi colocado um neonato em cada unidade experimental. Cada unidade experimental foi desenvolvida em um béquer de vidro com capacidade de 50 mL, com 30 mL com água do decantador para controle e suas respectivas concentrações (pH ou dureza) testadas. Após a primeira desova por reprodução partenogenética, os filhotes eram quantificados e descartados, com o auxílio de uma pipeta e um filtro tela de 50  $\mu\text{m}$  para retomada da água à unidade experimental. Na seguinte desova o processo se repetiu e assim sucessivamente. Diariamente a água de evaporação dos experimentos era repostada com água deionizada.

As unidades experimentais, com densidade de 1 indivíduo por recipiente de 30mL, foram dispostas aleatoriamente para cada variável testada. O tempo dos experimentos foi estabelecido em dez dias, em razão da longevidade do organismo (MACEDO & PINTO-COELHO, 2000; SIPAUBA-TAVARES & BACGHION, 2002; ROTTMANN et al., 2003)

Fatores químicos da água, pH e dureza foram testados mantendo-se as mesmas metodologias anteriores com cada variável sendo testada separadamente.

Primeiramente, um experimento preliminar de pH foi realizada utilizando cinco valores dessa variável (4,0; 5,0; 6,0; 7,0; 8,0; 9,0) com três repetições cada, como mostrado na Figura 13. Utilizando o valor 7,0 como controle (água proveniente do tanque de decantação da empresa) e as concentrações restantes foram obtidas adicionando volumes de soluções (0,02N) com bureta digital de ácido clorídrico e hidróxido de sódio para acidificar e alcalinizar, respectivamente. Apenas a primeira desova foi avaliada. Essa análise preliminar foi planejada para confirmar não só o tempo médio de vida da *Moina micrura* deste organismo, baseado na literatura, mas também, para identificar os valores de pH que seriam utilizados no experimento, baseado na legislação estadual e na coagulação e floculação do efluente. O pH foi medido com aparelho peagômetro modelo AT 310 – Alpha Kit.

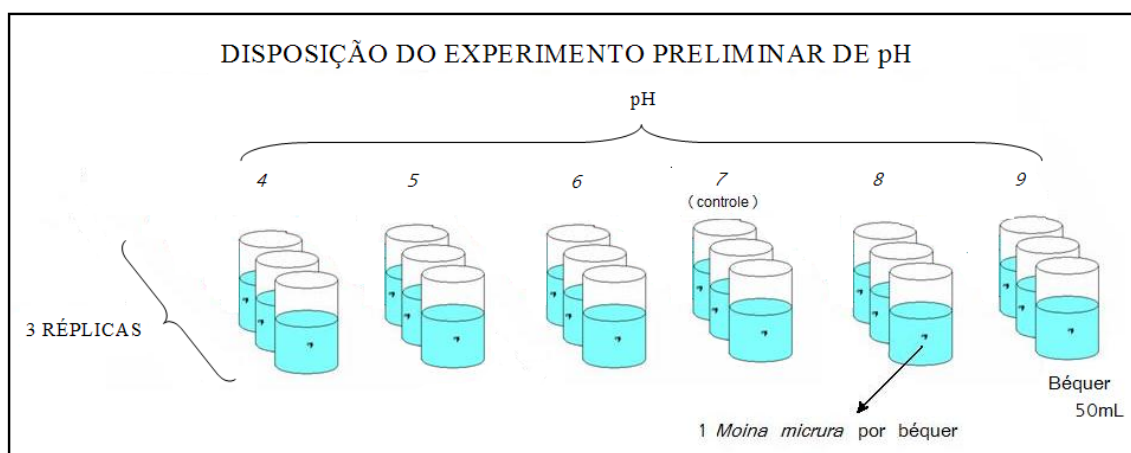


Figura 13: Diferentes pHs, utilizando três réplicas contendo um organismo por réplica.

Posteriormente para análise do pH, o experimento foi realizado utilizando três valores desta variável (5,0; 7,0; 9,0) com dez repetições cada, como mostrado na Figura 14. Utilizando o valor 7,0 como controle (água proveniente do tanque de decantação da empresa) e as restantes foram obtidas adicionando volumes de soluções (0,02N) com bureta digital de ácido clorídrico e hidróxido de sódio para acidificar e alcalinizar, respectivamente. O pH foi medido com aparelho de peagômetro modelo AT 310 – Alpha Kit.

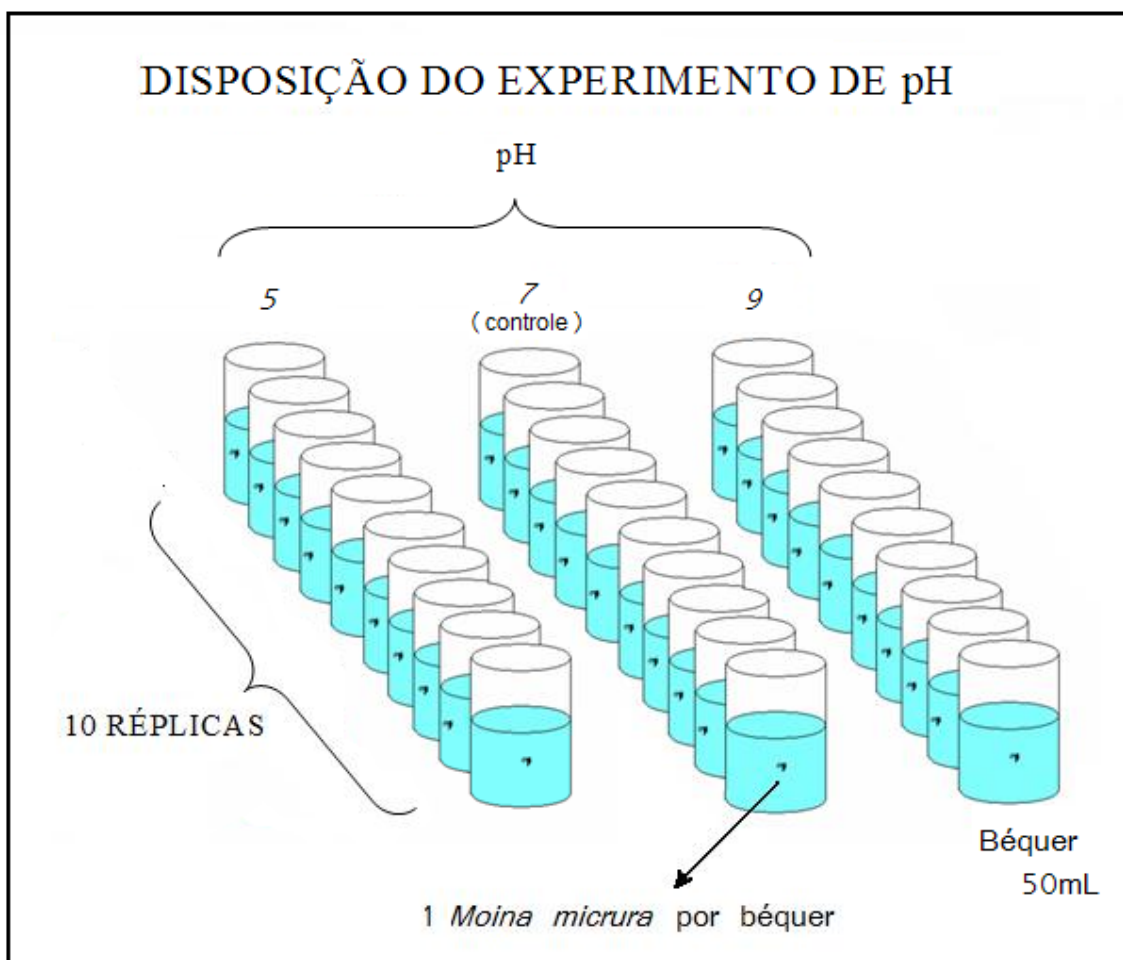


Figura 14: Diferentes pHs, utilizando dez réplicas contendo um organismo por réplica.

Para análise de dureza, o experimento foi realizado utilizando quatro concentrações desta variável (30; 65; 130; 260mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) com dez repetições cada, utilizando o valor de 130mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  como controle (água proveniente do tanque de decantação da empresa), como mostrado na Figura 15. As concentrações de valores 30 e 65mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  foram obtidas diluindo-se volumes predeterminados da água proveniente do tanque de decantação da empresa com água deionizada. A concentração de valor 260mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  foi obtida dissolvendo-se quantidades de sais de magnésio e cálcio em volumes predeterminados da água proveniente do tanque de decantação da empresa. Medidos em balança de precisão, o sulfato de magnésio heptahidratado ( $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) e cloreto de cálcio dihidratado ( $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) foram adicionados na proporção adequada ao cultivo de cladóceros, conforme KNIE e LOPES (2004). Para todas as quatro concentrações testadas o valor de pH foi de 7,0.

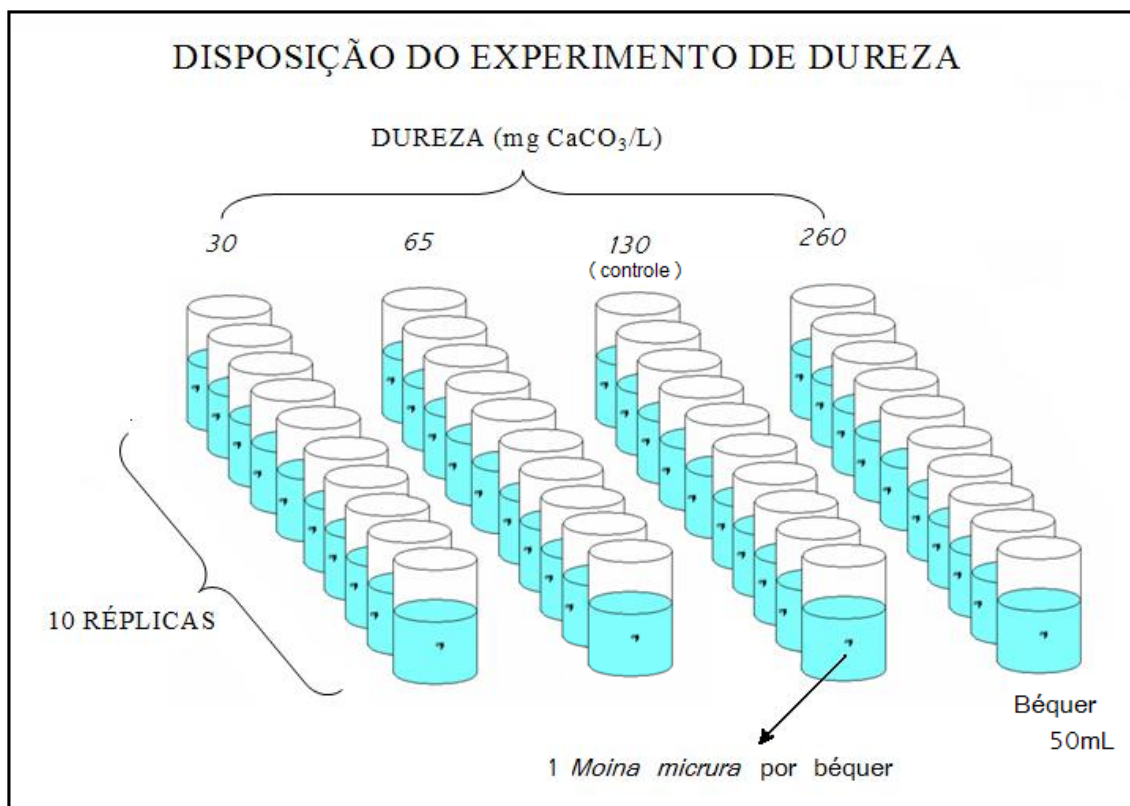


Figura 15: Diferentes durezas em mg/L de CaCO<sub>3</sub>, utilizando dez réplicas contendo um organismo por réplica.

Para análise de longevidade, as fêmeas vivas foram quantificadas por tratamento um dia antes da última desova.

Os valores de dureza foram medidos por titulação volumétrica com EDTA, segundo os livros: *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA; AWWA; WPCF, 2005) e *Manual prático de análise de água* (BRASIL, 2006), com algumas modificações presente no Anexo II.

### **5.3. Análises estatísticas**

Os dados gerados foram analisados por métodos estatísticos, com o auxílio do programa Statistica 8.0 (Stat Soft. Inc.). Para verificar se houve diferença entre as médias geradas por tratamento, primeiramente foi aplicado a Análise de Variância (ANOVA) e, posteriormente, nos casos em que houve diferença significativa entre os tratamentos, o teste de Tukey foi aplicado para a comparação das médias, adotando nível de significância de 5%.



## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1. Características físico-químicas do efluente

As análises físico-químicas do efluente constataram um pH de 7,0 e dureza de 130mg CaCO<sub>3</sub>/L, valores utilizados como controle nos experimentos.

Dados obtidos ao longo de onze dias no tanque decantador da empresa (anexo I) mostraram um valor médio de pH de 6,7 ( $\pm 0,23$ ) e um valor médio de dureza de 200 ( $\pm 86$ ).

O valor de pH favorável para a *Moina micrura* segundo Ferrão-Filho et al. (2005) é ao redor de 7,5. E o gênero *Moina* possui preferências por águas mais duras (MAC-QUHAE et al., 2007). Ou seja, as características químicas (pH e dureza) do efluente da empresa são ideais para a proliferação do microrganismo *Moina micrura*.

### 6.2. Experimento preliminar da influência do pH no nascimento de indivíduos gerados por fêmeas para primeira desova

Para estabelecer um intervalo de pH para a realização do teste definitivo, foi realizado um experimento preliminar. Neste, observou-se a mortalidade dos organismos nas três réplicas para pH de valor 4,0 após 24 horas de exposição. Após dois dias de experimento houve nascimentos (desovas) nas amostras com pH = 9, réplicas A e B; pH = 8, réplicas B e C; e pH = 6, réplica A e pH = 5, réplica A. No quarto dia, houve nascimento na amostras com pH = 9, réplica C; pH = 7 réplicas A, B e C; pH = 6, réplicas B e C e pH = 5, réplica C. No quarto dia houve mortalidade na amostra com pH = 6, réplica C. A tabela 3 apresenta os resultados do estudo preliminar para uma semana de experimento..

Tabela 03: Resultados do experimento preliminar da influência de pH no nascimento (primeira desova) de indivíduos

Réplicas	Valores de pH					
	4	5	6	7	8	9
A	0	14	35	54	32	67
B	0	5	14	35	26	56
C	0	4	23	20	55	26
Média	0,00	7,67	24,00	36,33	37,67	49,67
Dsv. Pdr.	0	5,50	10,53	17,03	15,30	21,22

Para um nível de significância  $p < 0,05$  existe diferença significativa entre a média do tratamento pH = 9 que foi superior e diferente significativamente do tratamento pH = 5, que foi o inferior. As médias dos tratamentos de valores de pH = 6 e pH = 7 são consideradas iguais e a média do tratamento de valor pH = 8,0 é considerada igual às médias dos tratamentos de valores de pH = 6 e pH = 7, segundo o teste Tukey para o número total de indivíduos gerados por fêmea, como mostrado na Tabela 04.

Tabela 04: Resultados do experimento preliminar de pH – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ )

Grupo Tukey	Tratamentos (pH)	Médias
a, b	5	7,66
a, b, c	6	24,00
a, b, c	7	36,33
b, c	8	37,66
c	9	49,66

Para um valor crescente de pH, o efeito sobre a mortalidade foi menor, mostrando que o pH apresenta uma relação crescente com a longevidade. O resultado deste estudo está de acordo com Arana (2004), que afirma que o pH é um parâmetro que pode ser a causa de muitos fenômenos químicos e biológicos e têm sido reportados valores letais de acidez e alcalinidade de pH 4 e pH 11, respectivamente, para organismos aquáticos. Um dos motivos dessa mortalidade estaria relacionado com a inibição do transporte do oxigênio, segundo Peres (2008) quanto mais alto o pH, maior a afinidade hemoglobina oxigênio.

Porém um valor baixo de pH que comprometa a proliferação do organismo *Moina micrura*, pode causar a desestruturação do floco no tanque sedimentador (decantador secundário) devido à morte dos microrganismos responsáveis pela formação da matriz gelatinosa que

compõem o floco. Segundo Von Sperling (1997) os limites ideais de pH no tratamento biológico do tipo lodos ativados variam na faixa de 6,0 a 8,0. Outra dificuldade seria que segundo a legislação estadual Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981, o efluente lançado não deve ultrapassar os limites de pH que variam de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981), implicando em gastos com produtos químicos para a correção do pH do efluente antes do despejo no corpo receptor.

### 6.3. Experimento de pH

Analisando os resultados dos experimentos preliminares para compor o teste definitivo, optou-se pela utilização dos valores de pH 5, 7 e 9, com dez réplicas para cada valor de pH. Após a exposição, observou-se a mortalidade nos seguintes tratamentos: pH = 5 (um organismo) e pH = 9 (um organismo) no quarto dia; pH = 5 (morte de três organismos) e pH = 7 (um organismo) no sexto dia; pH = 5 (morte de um organismo) no oitavo dia; pH = 5 (morte de um organismo) no nono dia, e a morte de todos os organismos no décimo dia. A primeira desova ocorreu no quarto dia do experimento e a última desova no nono dia de experimento, num total de cinco desovas por fêmea. Os resultados do número total de indivíduos gerados por fêmea encontram-se na Tabela 05 e os dados do experimento encontram-se no anexo II.

Tabela 05: Resultados experimento de pH – total de indivíduos gerados por fêmea

Réplicas	Valores de pH		
	5	7	9
A	71	80	70
B	71	77	67
C	89	89	95
D	88	74	87
E	63	26	87
F	0	89	81
G	34	73	92
H	52	72	74
I	15	66	72
J	21	49	0
<b>Média</b>	<b>50,5</b>	<b>69,5</b>	<b>72,5</b>
<b>Dsv. Pdr.</b>	<b>31,4</b>	<b>19,2</b>	<b>27,2</b>

### 6.3.1. Resultados para número total de indivíduos gerados por fêmea

Para um nível de significância  $p < 0,05$  não existe diferença significativa entre as médias dos tratamentos pH = 5, pH = 7 e pH = 9. As médias dos tratamentos de valores de pH = 5, pH = 7 e pH = 9 são consideradas iguais, segundo o teste Tukey para o número total de indivíduos gerados por fêmea. Como mostrado na Tabela 06.

Tabela 06: Resultados experimento de pH – total de indivíduos gerados por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ )

<b>Grupo Tukey</b>	<b>Tratamentos (pH)</b>	<b>Médias</b>
a	5	50,5
a	7	69,5
a	9	72,5

Podendo dessa maneira ter ocorrido algum tipo de interferência experimental como por exemplo: a adição de alimento poderia ter levado a um ajuste dos valores de pH das unidades experimentais para um mesmo patamar; ou o aparecimento de machos no cultivo poderia retardar a taxa de proliferação, que de acordo com Martínez-Jerónimo et al. (2007) em pequenos volumes 30 a 60 mL pode-se observar o aparecimento de machos no cultivo. Dessa forma os valores de pH das unidades experimentais permaneceram estáveis e não ocorreu o aparecimento de machos, concluímos, portanto que o pH não tem influência significativa no número de indivíduos gerados por fêmeas. No entanto, esse fato biológico pode estar associado ao estresse (sinal de perigo) que esses organismos sofrem quando expostos a ambientes com pH baixo, emitindo um sinal biológico de perigo, induzindo à geração de indivíduos acima da normalidade, para aumentar a probabilidade de manutenção da espécie. Esse fato já foi observado por Finkler (2002). Nesse contexto, a manutenção de um pH baixo no decantador poderia induzir à proliferação dos cladóceros para a primeira geração, situação não desejada.

### 6.3.2. Resultados para número de desovas totais por fêmea

Para os experimentos de pH, os dados de número médio de desovas por fêmea foram: 3,5 desovas para pH = 5; 4,9 desovas para pH = 7 e 4,5 desovas para pH = 9, porém a morte do indivíduo da unidade experimental J9 antes da primeira desova contribuiu para a discrepância dos dados. Observou-se também que para um pH = 7 houve o menor desvio padrão dos tratamentos. Os dados de número de desovas por fêmea por tratamento, para os experimentos de pH, encontram-se na Tabela 07.

Tabela 07: Resultados experimento de pH – número de desovas por fêmea

Réplicas	Valores de pH		
	5	7	9
A	5	5	5
B	5	5	5
C	5	5	5
D	5	5	5
E	5	5	5
F	0	5	5
G	2	4	5
H	3	5	5
I	2	5	5
J	3	5	0
<b>Média</b>	<b>3,5</b>	<b>4,9</b>	<b>4,5</b>
<b>Dsv. Pdr.</b>	<b>1,7</b>	<b>0,3</b>	<b>1,5</b>

Para um nível de significância  $p < 0,05$  não existe diferença significativa entre as médias dos tratamentos pH = 5, pH = 7 e pH = 9. As médias dos tratamentos de valores de pH = 5, pH = 7 e pH = 9 são consideradas iguais, segundo o teste Tukey para o número de desovas totais por fêmea, como mostrado na Tabela 08.

Tabela 08: Resultados experimento de pH – número de desovas por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ )

Grupo Tukey	Tratamentos (pH)	Médias
a	5	3,5
a	7	4,9
a	9	4,5

Podendo dessa maneira ter ocorrido algum tipo de interferência experimental como por exemplo: a adição de alimento poderia ter levado a um ajuste dos valores de pH das unidades

experimentais para um mesmo patamar; ou o aparecimento de machos no cultivo poderia iminuir o número de desovas, que de acordo com Martínez-Jerónimo et al. (2007) em pequenos volumes 30 a 60 mL pode-se observar o aparecimento de machos no cultivo. Dessa forma os valores de pH das unidades experimentais permaneceram estáveis e não ocorreu o aparecimento de machos, concluímos, portanto que o pH não tem influência significativa no número de desovas. No entanto, esse fato biológico pode estar associado ao estresse (sinal de perigo) que esses organismos sofrem quando expostos a ambientes com pH baixo, emitindo um sinal biológico de perigo, induzindo à geração de indivíduos acima da normalidade, para aumentar a probabilidade de manutenção da espécie. Esse fato já foi observado por Finkler (2002). Nesse contexto, a manutenção de um pH baixo no decantador poderia induzir à proliferação dos cladóceros para a primeira geração, situação não desejada.

### 6.3.3. Resultados para longevidade por tratamento

No décimo dia do experimento, a quantidade de indivíduos vivos por tratamento foi: 5 indivíduos para pH = 5; 8 indivíduos para pH = 7 e 9 indivíduos para pH = 9. Esses resultados podem ser observados na Tabela 09.

Tabela 09: Resultados experimento de pH – número de organismos vivos

<b>Tratamentos</b>	<b>Números de organismos vivos</b>
5	5
7	8
9	9

Os resultados mostraram que o pH teve influência para a longevidade. Foi observado que para as amostras com pH= 5, ao fim do experimento, sobreviveram apenas 5 organismos (50% do total exposto), diferentemente das amostras com pH = 7 e pH = 9 onde remanesceram 8 e 9 organismos respectivamente.

Para um valor crescente de pH, o efeito sobre a mortalidade foi menor, mostrando que o pH apresenta uma relação crescente com a longevidade. Desta maneira, o resultado deste estudo

está de acordo com Arana (2004), que afirma que o pH é um parâmetro que pode ser a causa de muitos fenômenos químicos e biológicos. Um dos motivos dessa mortalidade estaria relacionado com a inibição do transporte do oxigênio, segundo Peres (2008) quanto mais alto o pH, maior a afinidade hemoglobina oxigênio.

Porém um valor baixo de pH que comprometa a proliferação do organismo *Moina micrura*, pode causar a desestruturação do floco no tanque sedimentador (decantador secundário) devido à morte dos microrganismos responsáveis pela formação da matriz gelatinosa que compõem o floco. Segundo Von Sperling (1997) os valores ideais de pH no tratamento biológico do tipo lodos ativados variam na faixa de 6,0 a 8,0. (VON SPERLING, 1997). Outra dificuldade seria que segundo a legislação estadual Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981, o efluente lançado não deve ultrapassar os limites de pH que variam de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981), implicando em gastos com produtos químicos para a correção do pH do efluente antes do despejo no corpo receptor.

#### **6.4. Experimento de dureza**

Para o experimento de dureza, foram definidos quatro valores de dureza com dez réplicas cada, baseado nos valores de dureza existente (Anexo I). Para todos os valores de dureza testada o pH dos tratamentos foi fixo em 7,0; valor próximo do comumente encontrado no tanque decantador da empresa. Durante a exposição, observou-se, no quarto dia de experimento, a morte de cinco organismos na amostra com dureza de 30mg CaCO<sub>3</sub>/L, de três organismos na amostra com dureza de 65mg CaCO<sub>3</sub>/L e de um organismo na amostra com dureza de 260mg CaCO<sub>3</sub>/L, dos quais o único a desovar antes da morte foi o organismo na amostra com dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L. Observou-se também, a morte de todos os organismos no sétimo dia. A primeira desova ocorreu no quarto dia de experimento e a última no sexto dia de experimento. Os resultados do número total de indivíduos gerados por fêmea para o experimento de dureza encontram-se na Tabela 10 e os dados brutos do experimento encontram-se no Anexo II.

Tabela 10: Resultados experimento de dureza – Total de indivíduos gerados por fêmea

Réplicas	Valores de dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)			
	30	65	130	260
A	0	9	58	66
B	46	0	61	39
C	1	29	51	28
D	0	45	43	57
E	0	55	56	39
F	0	24	38	52
G	0	52	40	76
H	20	18	41	64
I	5	58	45	58
J	13	42	67	47
<b>Média</b>	<b>8,5</b>	<b>33,2</b>	<b>50</b>	<b>52,6</b>
<b>Dsv. Pdr.</b>	<b>14,8</b>	<b>20,2</b>	<b>10</b>	<b>14,5</b>

#### 6.4.1. Resultados para número total de indivíduos gerados por fêmea

Para um nível de significância  $p < 0,05$  existe diferença significativa entre as médias dos tratamentos de dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L, dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L e dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L. A média do tratamento de dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L mostrou-se inferior à média do tratamento de dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L, que se mostrou inferior à média do tratamento de dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L. A média do tratamento de valor dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L é considerado igual ao tratamento de dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L e a média do tratamento valor dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L é considerado igual ao valor dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L, segundo o teste Tukey para o número total de indivíduos gerados por fêmea. Os resultados podem ser observados na Tabela 11.

Tabela 11: Resultados experimento de dureza – total de indivíduos gerados por fêmea – Tabela Tukey ( $p < 0,05$ )

Grupo Tukey	Tratamentos (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Médias
a	30	8,5
b	65	33,2
b,c	130	50,0
c	260	52,6

Para um valor crescente de dureza, o efeito sobre o ciclo de vida foi menor, mostrando que a dureza apresenta uma relação crescente à taxa reprodutiva. Dessa maneira, o resultado deste estudo corrobora o estudo de Rottmann et al. (2003), mostrando que em condições



ambientais favoráveis o organismo reproduz-se por partenogênese aumentando a densidade populacional, e a dureza está diretamente relacionada não só com a manutenção do exoesqueleto que é formado por quitina e outras proteínas, mas também com a taxa reprodutiva dos crustáceos.

Outro resultado semelhante ao encontrado neste estudo, foi publicado por Mac-Quhae et al. (2007), onde se observou que organismos da espécie *Moina macropoda* apresentou perfeita adaptação em águas com dureza 160mg CaCO<sub>3</sub>/L, contrariamente ao observado para água com dureza 10mg CaCO<sub>3</sub>/L.

#### 6.4.2. Resultados para número de desovas totais por fêmea

Para os experimentos de dureza, os dados de número médio de desovas por fêmea foram: 1 desova para dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L; 3 desovas para dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L; 3 desovas para dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L e 3,1 desovas para dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L. Os dados de número de desovas por fêmea por tratamento, para os experimentos de dureza, encontram-se na Tabela 12.

Tabela 12: Resultados experimento de dureza – número de desovas por fêmea

Réplicas	Valores de dureza (mg CaCO <sub>3</sub> /L)			
	30	65	130	260
<b>A</b>	1	1	3	3
<b>B</b>	4	0	3	2
<b>C</b>	1	4	3	2
<b>D</b>	0	4	2	4
<b>E</b>	0	4	4	2
<b>F</b>	0	4	2	3
<b>G</b>	0	4	3	4
<b>H</b>	2	2	3	4
<b>I</b>	1	4	3	4
<b>J</b>	1	3	4	3
<b>Média</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>3,1</b>
<b>Dsv. Pdr.</b>	1,2	1,4	0,6	0,8

Para um nível de significância  $p < 0,05$  não existe diferença significativa entre as médias dos tratamentos dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L, dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L, dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L.

Porém, a média do tratamento dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L mostrou-se diferente e inferior, segundo o teste Tukey para o número de desovas totais por fêmea. Os resultados do experimento podem ser observados na Tabela 13.

Tabela 13 Resultados experimento de dureza – número de desovas por fêmea – Tabela Tukey (p < 0,05)

<b>Grupo Tukey</b>	<b>Tratamentos (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	<b>Médias</b>
a	30	1
b	65	3
b	130	3
b	260	3,1

Para um valor de dureza próximo de 30mg CaCO<sub>3</sub>/L, o efeito sobre o número de desovas por fêmea foi maior. Um resultado semelhante ao encontrado neste estudo, foi publicado por Mac-Quhae et al. (2007), onde se observou que organismos da espécie *Moina macropoda* apresentou perfeita adaptação em águas com dureza 160mg CaCO<sub>3</sub>/L, contrariamente ao observado para água com dureza 10mg CaCO<sub>3</sub>/L. Dessa maneira, o resultado deste estudo corrobora o estudo de Rottmann et al. (2003), mostrando que em condições ambientais favoráveis o organismo reproduz-se por partenogênese aumentando a densidade populacional, e a dureza está diretamente relacionada não só com a manutenção do exoesqueleto que é formado por quitina e outras proteínas, mas também com a taxa reprodutiva dos crustáceos.

#### **6.4.3. Resultados para longevidade por tratamento**

No penúltimo dia do experimento (sexto dia), a quantidade de indivíduos vivos por tratamento foi: 1 indivíduo para dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L; 6 indivíduos para dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L; 8 indivíduos para dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L e 7 indivíduos para dureza 260mg CaCO<sub>3</sub>/L. Os resultados podem ser observados na Tabela 14.

Tabela 14: Resultados experimento de dureza – número de organismos vivos

<b>Tratamentos (mg CaCO<sub>3</sub>/L)</b>	<b>Números de organismos vivos</b>
30	1
65	6
130	8
260	7

Para longevidade, foi observado um maior efeito para o tratamento de dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L no qual sobreviveu apenas um organismo até o penúltimo dia do experimento, diferentemente do tratamento dureza 65mg CaCO<sub>3</sub>/L, dureza 130mg CaCO<sub>3</sub>/L e dureza 260mg, no qual restaram 6, 8 e 7 organismos respectivamente.

Para um valor crescente de dureza, o efeito sobre o ciclo de vida foi menor, mostrando que a dureza apresenta uma relação crescente à taxa reprodutiva. Dessa maneira, o resultado deste estudo corrobora o estudo de Rottmann et al. (2003), mostrando que em condições ambientais favoráveis o organismo reproduz-se por partenogênese aumentando a densidade populacional, e a dureza está diretamente relacionada não só com a manutenção do exoesqueleto que é formado por quitina e outras proteínas, mas também com a taxa reprodutiva dos crustáceos.

## 7. CONCLUSÕES

Para proceder à realização deste estudo sobre a influência do pH e da dureza sobre o ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874) no tanque de decantação da empresa CLE Brasil LTDA., fizemos os experimentos anteriormente descritos.

Ao serem analisados os dados gerados no experimento preliminar para influência do pH (apenas três réplicas por tratamento), pode-se concluir que quanto menor o valor de pH menor o número total de indivíduos gerados por fêmea, para um valor até 4, e em um valor de pH = 4 ocorre extermínio do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874).

Ao serem analisados os dados gerados no experimento para influência do pH (dez réplicas por tratamento), pode-se concluir que para os tratamentos de valores pH = 5, pH = 7 e pH = 9 não houve diferença significativa do número total de indivíduos gerados por fêmea nem do número de desovas totais por fêmea do microcrustáceo *Moina micrura* (KURZ, 1874). Porém para o tratamento pH = 5 a longevidade foi menor.

Ao serem analisados os dados gerados no experimento para influência da dureza (dez réplicas por tratamento), pode-se concluir que quanto maior o valor da dureza menor a influência sobre o ciclo de vida do microcrustáceo *Moina micrura* (Kurz, 1874). Para o tratamento 30mg CaCO<sub>3</sub>/L ocorreu o menor número de organismos gerados por fêmea e o menor número de desovas totais por fêmea. Para os tratamentos 65mg CaCO<sub>3</sub>/L e 130mg CaCO<sub>3</sub>/L, ocorreu um valor intermediário do número de organismos gerados por fêmea. Para o tratamento 260mg CaCO<sub>3</sub>/L, ocorreu o maior número de organismos gerados por fêmea. Para o tratamento dureza 30mg CaCO<sub>3</sub>/L, a longevidade foi menor.

Em resumo o tratamento pH = 5, a longevidade foi menor e para o tratamento dureza 30 mg/L CaCO<sub>3</sub> ocorreu o menor número de organismos gerados por fêmea, menor número de desovas totais por fêmea e a longevidade foi menor.

Para controlar a ploriferação do microcrustáceo *Moina micrura* (Kurz, 1874) no tanque de decantação, sugere-se que a indústria mantenha o pH próximo de 5, bem como dureza ao redor de 30mg CaCO<sub>3</sub>/L. Contudo, após a decantação, o pH deve ser corrigido antes do lançamento do efluente no mar. Devido à legislação estadual, Decreto nº. 14.250 de 5 de junho de 1981, que determina que os valores de pH no efluente lançado não devem ultrapassar os limites que variam de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981). O processo de sedimentação no tratamento biológico do tipo lodos ativados deverá ser monitorado pois não estará operando em condições ideais de pH. Segundo Von Sperling (1997) os limites ideais de pH no tratamento biológico do tipo lodos ativados variam na faixa de 6,0 a 8,0.

## 8. RECOMENDAÇÕES

Aplicar os conhecimentos deste estudo no sistema de tratamento da indústria, para verificar se os resultados laboratoriais se aplicam em escala real.

A inexistência de trabalhos sobre a proliferação da *Moina micrura* em um tanque sedimentador (decantador secundário) dificulta na solução desta problemática. Sugere-se estudar qual a origem e o porquê de essa espécie se desenvolver em um sistema de tratamento como o apresentado neste estudo.

A diminuição da dureza via diluição implicaria em um aumento enorme da quantidade de efluente a tratar. Uma forma de diminuição da dureza, sem fazer a diluição do efluente, seria através da reação do gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) + íons cálcio  $\text{Ca}^{+2}$  (do efluente) + NaOH (se necessário) produzindo  $\text{CaCO}_3$  um sal insolúvel que precipita, retirando os íons  $\text{Ca}^{+2}$  do efluente, desta forma, reduzindo a dureza. Sugere-se encontrar formas de abrandamento da água do efluente da empresa antes de chegar ao tratamento biológico.

O valor de pH = 5,0 que influenciam negativamente no ciclo de vida do microcrustáceo, pode prejudicar o funcionamento do tratamento biológico. Desta maneira, sugere-se que a indústria mantenha o pH próximo de 6, bem como dureza ao redor de 30mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  e observe o se esse valor pode surtir efeito satisfatório em relação ao valor de pH = 5,0. Desta forma, respeitando não só, o valor ideal de pH no tratamento biológico do tipo lodos ativados, que segundo Von Sperling (1997) variam de 6,0 a 8,0, mas também, os limites impostos segundo a legislação estadual Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981, onde o efluente lançado não deve ultrapassar os limites de pH que variam de 6,0 a 9,0 (SANTA CATARINA – BRASIL, 1981).

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABNT, NBR ISO 14000. **Família de normas ISO 14000**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas e Técnicas, 1996.
- ABNT, NBR 13373. **Ecotoxicologia aquática: ensaio de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia sp* (Crustacea, Cladocera)**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas e Técnicas, 2005.
- ALBINATI, R. C. B.; ALBINATI, A. C. L. & MEDEIROS, Y. D.. **Utilização de águas desprezadas para a produção de alimentos no semiárido**. In: Simpósio Brasileiro de recursos hídricos XV, Curitiba, 2003.
- AMUDA, O. S.; ALADE, A.. Coagulation/flocculation process in the treatment of abattoir wastewater. **Desalination**, Ogbomoso, v. 196, p. 22 - 31, set., 2006.
- ARANA, L. V.. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Editora da UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- ARAUZO, M. & VALLADOLID, M.. Short-term harmful effects of unionised ammonia on natural populations of *Moina micrura* and *Brachionus rubens* in a deep waste treatment pond. **Water Research**, Madrid, v. 37, n. 11, p.2547-2554, Jun., 2003.
- ARCELORMITTAL. **ArcelorMittal Brasil**. Disponível em:  
<<http://www.arcelormittal.com/br/>>. Acesso em: 11 jun. 2008.
- ARCELORMITTAL VEGA. Aços planos. **Processos**. Disponível em:  
<<http://www.vegadosul.com.br/processos/processos.asp>>. Acesso em: 11 jun. 2008.
- APHA; AWWA & WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington, D.C., 2005.
- BEKRI-ABBES, I. BAYOUDH, S. & BAKLOUTI, M.. A technique for purifying wastewater with polymeric flocculant produced from waste plastic. **Desalination**, Hammam Lif, v. 204, p. 198 - 203, fev., 2007.
- BRASIL. **Manual prático de análise de água**. Brasília: Fundação Nacional da Saúde, 2006.

- COELHO-BOTELHO, M. J.. **Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios**. São Paulo: Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental – CETESB, 2003.
- CLE BRASIL. Disponível em: <<http://www.clebrasil.com.br>>. Acesso em: 11 junho 2008.
- CLE BRASIL. **Relatório de processo. PS-P05/F2C**. São Francisco do Sul, 2006.
- DANIEL L. A. **Desinfecção de esgotos com radiação ultravioleta fotorreativação e obtenção de parâmetros cinéticos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 1993.
- D'AVIGNON, A.; PIERRE, C. V.; KLIGERMAN, D. C.; SILVA, H. V. O.; BARATA, M. M. L. & MALHEIROS, T. M. M.. **Manual de auditoria ambiental para estação de tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2002.
- DHARMAPPA, H. B.; HASIA, A. & HAGARE, P.. Water treatment plant residuals management. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 8, p 45 – 56, 1997.
- ECKENFELDER JR., W. W.. **Industrial Water Pollution Control**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1989.
- ELENDT, B. P. & BIAS, W. R.. Trace nutrient deficiency in *Daphnia magna* culture in standard medium for toxicity testing. Effects of optimization of culture conditions on life history parameters of *D. magna*. **Water research**, Heidelberg, v. 24, n. 9, p. 1157 – 1167, 1990.
- ELMOOR-LOUREIRO, L. M. A.. **Manual de identificação de Cladóceros Límnicos do Brasil**. Brasília: Universa, 1997.
- ENGLE, D.. The production of hemoglobin by small pond *Daphnia pulex*: intraspecific variation and its relation to habitat. **Freshwater Biology**, Philadelphia, v. 15, n. 5, p. 631- 638, out., 1985.
- EPA – U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms**. EPA-821-R-02-012. Office of Wates. Washington D. C., 2002.
- FELTRE, R.. **Fundamentos da química Volume único, suplemento de consulta**. 4 ed. São Paulo: Moderna, 2005.
- FERNANDES, V.. **A dimensão ambiental em organizações produtivas: uma análise da racionalidade da economia de comunhão (EdC)**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.



- FERRÃO-FILHO, A. S.; ARCIFA, M. S. & FILETO, C.. Influence os seston quantity and quality on growth of tropical cladocerans. **Brazilian Journal of Biology**, Ribeirão Preto, v. 65, n. 1, p. 77 - 89, Fev., 2005.
- FINKLER, R.. **Avaliação do efeito tóxico de líquidos percolados sobre o sistema reprodutivo de *Daphnia magna***. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.
- FRYER, G.. Diapause, a potent force in the evolution of freshwater crustaceans. **Hydrobiologia**, Bailrigg, n. 320, p. 1 - 14, 1996.
- ITIS. **Integrated taxonomic information system**. Disponível em: <<http://www.itis.gov>> Acesso em: 11 jun. 2008.
- KERSTING, K. & HOLTERMANN, W.. The feeding behaviour of *Daphnia magna*, studied with the Coulter counter. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, n. 18, p. 1434 - 1440, 1973.
- KNIE, J. L. W. & LOPES, E. W. B.. **Testes ecotoxicológicos: métodos, técnicas e aplicações**. Florianópolis: FATMA/GTZ, 2004.
- KÖNIG R.. UV wastewater disinfection: the key to the future. **Water**. v. 21, n. 4, p. 30 - 32, 2001.
- LANDON, M. S. & STASIAK, R. H.. *Daphnia* hemoglobin concentration as a function of depth and oxygen availability in Arco Lake, Minnesota. **Limnology and oceanography**, Minnesota, v. 28, n. 4, p. 731 - 737, 1983.
- LEHNINGER, A. L.; NELSON, D. L. & COX, M. M.. **Princípios de bioquímica**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1995.
- MACEDO, C. F. & PINTO-COELHO, R. M.. Efeito das algas *Ankistrodesmus gracilis* e *Scenedesmus quadricauda* no crescimento e no índice lipídico de *Daphnia laevis* e *Moina micrura*. **Acta Scientiarum**, Belo Horizonte, v. 22, n. 2, p. 397 - 401, 2000.
- MACHADO, P. A.. **Direito ambiental brasileiro**. 18. ed. São Paulo: Malheiros, 2010.
- MAC-QUHAE C. A.; ROMERO C. & MORALES D. A. MORALES. Toxicidad aguda del hidróxido de sodio sobre *Moina macropoda* (crustácea, branchiopoda). **Ecotropicos, Guayana**, v. 20, n. 1, p. 24 - 30, set., 2007.
- MANCUSO, P. C. S. & SANTOS, H. F.. **Reúso da água**. São Paulo: Manole, 2003.
- MARTÍNEZ-JERÓNIMO, F.; RODRÍGUEZ-ESTRADA, J. & VILLASENÖR-CÓRDOVA, R.. Effect of culture density and volume on *Moina micrura* (KURZ, 1874)

reproduction, and sex ratio in the progeny. **Hydrobiology**, Cidade do México DF, n. 594, p. 69 - tanque decantador 73, 2007.

MATIAS, W. G.. **Introdução à toxicologia ambiental**. Florianópolis: UFSC, 2005.

MELO, M. J.; ALMEIDA, V. L. S.; PARANAGUÁ N. P. & MOURA, A. N.. Crustáceos planctônicos de um reservatório oligotrófico do Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Recife, v. 1, n. 96, p. 19 - 30, jun., 2007.

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 2. ed. New York: McGraw - Hill Inc., 1985.

MILAMARÉ, E.. **Direito do Ambiente**. 3 ed. Revista dos tribunais, São Paulo, 2003.

MONTGOMERY, J. M.. **Disinfection in: Water Treatment Principles and Design**. New York: Wiley-Interscience Publication, 1985.

NUNES, J. A.. **Tratamento físico-químico da águas residuárias industriais**. 4. ed. Aracaju: Andrade Nunes, p. 298, 2004.

NCBI. **National Center of Biotechnology Information**. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov>>. Acesso em: 11 jun 2008.

OVIE, S.I. & EGBORGE, A.B. M.. The effect of different algal densities of *Scenedesmus acuminatus* on the population growth of *Moina micrura* Kurz (Crustacea: Anomopoda, Moinidae). **Hydrobiology**, Benin City, n. 477, p. 41 - 45, Fev. 2002.

PAGANO, M.. Feeding of tropical cladocerans (*Moina micrura*, *Diaphanosoma excisum*) and rotifer (*Brachionus calyciflorus*) on natural phytoplankton: effect of phytoplankton size-structure. **Journal of Plankton Research**, Marseille, v. 4, n. 30, p. 401 - 414, jan., 2008.

PARKER, H. W.. **Wastewater systems engineering**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1975.

RAND, G.M.; WELLS, P.G.; MCCARTY, L.S. Introduction to aquatic toxicology. In: RANDY, M.G. (Ed.). **Fundamentals of aquatic toxicology**: effects, environmental fate, and risk assessment. 2<sup>nd</sup> edition, Florida: Taylor & Francis, 1995.

PEDROZO, C. D. S & ROCHA, O.. Zooplankton and water quality of lakes of the Northern Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Porto Alegre, v. 4, n. 17, p. 445 - 464, 2005.

PERES, P.. **Laboratory of Biomolecular Systems - Department of Physics**. UNESP - São Paulo. Disponível em: <<http://www.biocristalografia.df.ibilce.unesp.br>>. Acesso em: 28 out. 2008.

- PINTO FILHO, A. C. T. & BRANDÃO, C. C. S.. Evaluation of flocculation and dissolved air flotation as na advanced wastewater treatment. **Water Science and Technology**, Brasília, v. 8, n. 43, p. 83 – 90, 2001.
- ROCHA, O. & GÜNTZEL, A. M.. Branchiopoda, Cladocera. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 4: **Invertebrados de água doce**. São Paulo: FAPESP, v. 4, p. 107-120, 1999.
- ROTTMANN, R.W.; SCOTT GRAVES, J.; WATSON, C.; & YANONG R.P.E.. **Culture techniques of *Moina*: the ideal *Daphnia* for feeding to freshwater fish fry**. Department of Fisheries and Aquatic Sciences, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, n. 1054, fev., 2003. Disponível em: <<http://edis.ifas.ufl.edu/fa024>>. Acesso em: 09 ago. 2008.
- RUPPERT, E. E. & BARNES, R. D.. **Zoologia dos invertebrados**. 6. ed. São Paulo: Roca, 1996.
- SAWYER, C.; McCARTY, P.. **Chemistry for environmental engineering**. 5. ed. New York: McGraw - Hill Inc, p. 532, 2003.
- SETAC. **Society of Environmental Toxicology and Chemistry**. Disponível em: <<http://www.setac.org>>. Acesso em: 10 abr. 2008.
- SIPAUBA-TAVARES, L. H. & BACHION, M. A.. Population growth and development of two species of Cladocera, *Moina micrura* and *Diaphanosoma birgei*, in laboratory. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4, p. 701 – 711, 2002.
- TELLES, D. A. & COSTA, R. H. P. G.. **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. São Paulo: Blucher, 2007.
- TREVISAN, V. P.. Compensação do impacto ambiental. **Visão Ambiente**. São Paulo, set./out., 2009.
- VON SPERLING, M.. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; Lodos ativados**. v. 4. Belo Horizonte: ABES, 1997.
- VON SPERLING, M.. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

## LEGISLAÇÃO BRASILEIRA

BRASIL. **Lei nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 2 de setembro de 1981.

BRASIL. **Decreto nº. 99.274, de 6 de junho de 1990.** Regulamenta a Lei nº. 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº. 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 07 de junho de 1990.

BRASIL. **Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997.** Institui a política nacional de recursos hídricos. Diário Oficial da União. Brasília, 9 de janeiro de 1997.

BRASIL. **Lei nº. 9605, de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 13 de fevereiro de 1998.

BRASIL. **Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, 18 de março de 2005.

SANTA CATARINA - BRASIL. **Decreto nº. 14.250, de 5 de junho de 1981.** Regulamenta dispositivos da Lei nº. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental. Diário Oficial. Florianópolis, 6 de junho de 1981.

## **ANEXOS**

## ANEXO I

## 1 - Parâmetros químicos do efluente final

SAÍDA DO CLARIFICADOR e AERAÇÃO								
Data	Semana	NºAmostra	Amostra	pH	°C	Alcalinidade Total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Dureza Total (mg/L CaCO <sub>3</sub> )	Observação
30/05/09	Sábado	924/09	Saída do Clarificador	6,45	23,50	57,71	323,67	Coleta realizada às 14:00hs
31/5/2009	Domingo	925/09	Saída do Clarificador	6,60	23,00	37,81	275,72	Coleta realizada às 09:00hs
1/6/2009	2ª Feira	927/09	Saída do Clarificador	6,45	20,00	41,79	263,74	Coleta realizada às 08:40hs
2/6/2009	3ª Feira	946/09	Saída do Clarificador	7,00	18,30	58,70	291,71	Coleta realizada às 07:30hs
03/06/09	4ª Feira	952/09	Saída do Clarificador	6,58	19,25	47,76	245,75	Coleta realizada às 01:10hs
		956/09	Saída do Clarificador	6,6	20,70	56,71	221,77	Coleta realizada às 11:00hs
4/6/2009	5ª Feira	958/09	Saída do Clarificador	7,00	21,00	46,76	175,82	Coleta realizada às 03:00hs
06/06/09	Sábado	985/09	Saída do Clarificador	7,00	19,00	82,58	115,88	Coleta realizada às 02:00hs
		986/09	Saída do Clarificador	6,71	21,80	62,68	91,91	Coleta realizada às 14:00hs
7/6/2009	Domingo	987/09	Saída do Clarificador	6,57	22,20	41,79	81,92	Coleta realizada às 14:00hs
8/6/2009	2ª Feira	988/09	Saída do Clarificador	6,90	25,00	58,70	73,92	Coleta realizada às 09:00hs
9/6/2009	3ª Feira	989/09	Tanque de Aeração	6,67	21,10	55,72	191,81	Coleta realizada às 04:30hs
		1001/09	Saída do Clarificador	7,11	25,00	72,63	135,86	Coleta realizada às 09:00hs
10/6/2009	4ª Feira	1013/09	Saída do Clarificador	6,42	22,40	61,69	173,86	Coleta realizada às 09:50hs



## 2- Dados brutos do experimento dureza

		Repetições 1desova									
Tratamentos		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
	30	0	17	1	x	x	x	x	10	5	13
	65	9	0	13	10	12	11	15	14	16	12
	130	30	28	17	15	12	15	15	15	15	15
	260	38	16	15	14	12	18	17	17	17	14
Obs: Morte dos trat. A30, C30, D30, E30, F30											
		Repetições 2desova									
Tratamentos		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
	30	x	10	x	x	x	x	x	10	x	x
	65	x	x	9	12	14	13	11	4	11	12
	130	7	18	20	28	26	23	23	16	26	28
	260	21	23	13	23	27	25	26	20	16	11
Obs: Morte dos trat. C30, I30, J30, G30, H30 A65, B65, F65, B260											
		Repetições 3desova									
Tratamentos		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
	30	x	12	x	x	x	x	x	x	x	x
	65	x	x	7	14	21	x	17	x	24	18
	130	21	15	14	x	8	x	2	10	4	14
	260	7	x	x	13	x	9	23	21	15	22
Obs: Morte dos trat C65, H65, C130, D130, F130, A260, C260, E260, H260											