

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**CAMPUS LONDRINA**

**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**JOÃO PAULO MORAES RIBEIRO**

**USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DO  
ESGOTO SANITÁRIO DE UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO.**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA**

**2016**

**JOÃO PAULO MORAES RIBEIRO**

**USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DO  
ESGOTO SANITÁRIO DE UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO.**

Projeto de pesquisa apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

**LONDRINA**

**2016**



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



## TERMO DE APROVAÇÃO

### USO DE MACRÓFITAS LEMNÁCEAS PARA A REMOÇÃO DE NITROGÊNIO DO ESGOTO SANITÁRIO DE UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO.

por

João Paulo Moraes Ribeiro

Monografia apresentada no dia 29 de junho de 2016 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho \_\_\_\_\_ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Orlando de Carvalho Jr.  
(UTFPR)  
Orientador

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambienta

"A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso"

Às memórias de Eduardo Moraes Bonato, querido e amado primo que tanto amava a natureza e suas maravilhas e me incentivou a seguir este caminho, Aguinaldo Ribeiro e Isaias Mariano de Moraes, grandes homens e avôs que me ensinaram os valores de justiça e honestidade.

## AGRADECIMENTOS

Com certeza não caberiam aqui todas as pessoas que fizeram parte dessa importante etapa de minha vida, mas estão em meu coração. Primeiramente agradeço ao nosso querido bom Deus que foi o meu melhor amigo durante esta jornada, sempre me mantendo firme e perseverante para enfrentar todos os obstáculos que surgiram.

Agradeço imensamente ao Professor Orlando de Carvalho Jr. pela paciência e dedicação durante este projeto me orientando e ajudando, e aproveito para agradecer a todos os estagiários e técnicos do Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Londrina.

A todos os amigos da 8ª turma de Engenharia Ambiental e todos os outros alunos e amigos que fiz durante estes anos, em especial as minhas queridas amigas Isabella Yumi Mori e Mariana Cuani de Souza que com certeza sem elas eu não chegaria até aqui.

Ao pessoal da SANEPAR e aos funcionários da Estação de Tratamento de Esgoto São Lourenço.

Agradeço também à República Fenda do Biquíni que me abrigou durante toda graduação e em especial a meus amigos Alberto de Alcantara Santos, Lucas Pohl Machado e Arthur de Jesus D'Elia, verdadeiros irmãos que Deus colocou ao meu lado.

Por fim, mas nenhum pouco menos importante agradeço a toda a minha família, minhas queridas avós Valdevina Pereira e Aparecida Staquicini, meu estimado e amado tio Luiz Carlos Guimarães Brondi, minha mãe guerreira Nely Pereira de Moraes Ribeiro, meu pai herói José Staquicini Ribeiro e a meu irmão que é meu exemplo, José Vitor Moraes Ribeiro. Sem essas pessoas, meu sonho não seria possível.

## RESUMO

RIBEIRO, João P. M. O uso de macrófitas lemnáceas para a remoção de nitrogênio do esgoto sanitário de uma lagoa de estabilização. 2016. 57 p. Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2. – Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. Londrina, 2016.

A remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, no tratamento de efluentes ainda é um grande desafio. O lançamento do efluente com alta carga nitrogenada pode causar impactos diversos nos corpos receptores como a eutrofização por exemplo. Nitrogênio quando presente nos mananciais de abastecimento pode ocasionar prejuízos a comunidades aquáticas e doenças como a meta-hemoglobinemia, mais conhecida como síndrome do bebê azul. As tecnologias mais comumente empregadas no tratamento de esgoto não são eficientes na remoção de nutrientes. Diante disso, este estudo procurou avaliar uma lagoa experimental de lemna, em escala de bancada, atuando, na remoção de nitrogênio, de uma lagoa de estabilização empregada no tratamento de esgoto doméstico. A eficiência de remoção média de NTK e nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) foram de 22,51% e 25,64% respectivamente, apresentando uma carga removida de 6,47 Kg  $\text{NH}_4^+$ /ha.d. A eficiência média de remoção de DQO foi 41,40%. Em 26 dias de operação as lemnáceas empregadas apresentaram boa sanidade com aumento de quase 50% de biomassa úmida. Apesar da baixa eficiência de remoção de nitrogênio, os resultados apontam que, se aprimoradas as condições operacionais, lagoas de lemnáceas poderão ser alternativa viável para compor sistema de polimento da lagoa facultativa considerada.

**Palavras-chave:** Tratamento de efluente. Lagoa de lemnáceas. Lemna. Nitrogênio. Remoção de nitrogênio.

## ABSTRACT

RIBEIRO, João P. M. The use of duckweeds for nitrogen removal from wastewater from stabilization pond. 2016. 57 p. Trabalho de conclusão de curso de graduação apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2. – Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. Londrina, 2016.

The biggest challenge in wastewater treatment processes is still the nutrient removal issue, mainly nitrogen and phosphorus removal. The discharge of wastewater with high concentration of nitrogen can cause the eutrophication of recipients. Nitrogen when present in supply sources can cause damage to aquatic communities and diseases such as methemoglobinemia, better known as blue baby syndrome. The most used technologies for sewage treatment are not efficient in terms of nutrient removal. Considering this issue, the present study sought to assess an experimental lake in a test bench scale containing duckweeds, which works as a polishing lake for nutrient removal. The average removal efficiency of NTK and  $\text{NH}_4^+$  are 22,51% and 25,64%, respectively, with a removed N. Ammonia of 6,47 kg / ha.d. The COD removal efficiency was 41,40%. The health of duckweeds is remained good during the 26 days of experiment, reporting an increase of almost 50% of the biomass. The case of an experimental pond bench scale, the objectives have been met and the implementation of a duckweed pond is considered viable as a unit after treatment.

**Keywords:** Wastewater treatment. Duckweeds pond. Duckweed. Nitrogen. Nitrogen removal.

## LISTA DE FOTOGRAFIAS

Fotografia 1: Prédio da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina. ....	19
Fotografia 2: Foto externa do conjunto de estufas anexas ao DAAMB. ....	20
Fotografia 3: Bomba dosadora peristáltica utilizada na alimentação do sistema. ....	27
Fotografia 4: Detalhe do aparador e vertedouro.....	28



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Características de projeto da ETE – São Lourenço e demais ETEs em operação no município de Londrina. ....	22
Quadro 2: Unidades constituintes do sistema de tratamento da ETE São Lourenço e demais ETEs do município de Londrina. ....	23
Quadro 3: Características físico-químicas do efluente da Lagoa Facultativa da ETE – São Lourenço. ....	24
Quadro 4: Impacto na qualidade da água do Córrego Cristal após lançamento do efluente da ETE São Lourenço (Lagoa Facultativa). ....	25
Quadro 5: Parâmetros, métodos analíticos a serem empregados e periodicidade de coleta de amostras. ....	32

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Composição do efluente sintético.....	31
Tabela 2: Característica do afluente introduzido na Lagoa de lemnácea experimental. ....	33
Tabela 3: Cargas diárias aplicadas na lagoa experimental. ....	34
Tabela 4: Concentração de DQO afluente e efluente à lagoa experimental e eficiência de remoção. ....	35
Tabela 5: Concentração de NTK e nitrogênio amoniacal do efluente e afluente.....	38
Tabela 6: Valores de eficiência de remoção (%) de NTK e N. Amoniacal.....	41
Tabela 7: Concentrações de nitrato para afluente e efluente da lagoa experimental. ....	43
Tabela 8: Valores de pH para cada dia de análise.....	44
Tabela 9: Alcalinidade parcial e total para afluente e efluente do sistema. ....	45
Tabela 10: Valores de Atividade Fotossinteticamente Ativa medidos no sistema experimental.....	47
Tabela 11: Cargas aplicadas, de saída e removidas (Kg/ha.d) de N. Amoniacal e NTK. ....	50

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Dinâmica de uma lagoa facultativa.....	9
Figura 2: Imagens de <i>Landoltia punctata</i> :1- fronde; 2- raízes; 3- vista inferior da fronde; 4- fronde filha. ....	12
Figura 3: Lagoas de lemnaáceas ( <i>Lemna minor</i> ). Detalhe para a colheitadeira flutuante, desenvolvida para fazer a remoção da biomassa excessiva de lemnas. ....	14
Figura 4: Localização geográfica da ETE São Lourenço no município de Londrina. ....	21
Figura 5: (i) RALFs; (ii) Leitos de Secagem de Lodo; (iii) Entrada Lagoa Facultativa; (iv) Saída Lagoa Facultativa e (v) Mata ciliar do Córrego São Lourenço. ....	23
Figura 6: Esquema do sistema utilizado, com: (i) Reservatório de alimentação; (ii) Bomba dosadora peristáltica e (iii) Lagoa experimental.....	28
Figura 7: Vista lateral da lagoa experimental indicando os detalhes do projeto. ....	29
Figura 8: Vista superior da lagoa experimental detalhando seus componentes.....	30
Figura 9: Gráfico boxplot para as concentrações de DQO do afluente e efluente.....	36
Figura 10: Série temporal de concentração de DQO para entrada e saída do sistema. ....	37
Figura 11: Gráfico de eficiência de remoção de DQO da lagoa experimental. ....	37
Figura 12: Boxplot para a variação da concentração de NTK e Nitrogênio amoniacal...	39
Figura 13: Variação temporal das concentrações do afluente.....	40
Figura 14: Variação temporal das concentrações do efluente.....	40
Figura 15: Eficiência de remoção de NTK e N. Amoniacal da lagoa experimental.....	42
Figura 16: Variação temporal do pH para o afluente e efluente da lagoa experimental. ....	44
Figura 17: Variação temporal da alcalinidade total do afluente e efluente. ....	46
Figura 18: Atribuição de números e cor para o estado de sanidade das lemnas. ....	48
Figura 19: Imagem de amostra de lemnas para avaliação de sanidade através de paleta de cores.....	48
Figura 20: Avaliação do comprimento de algumas raízes de lemnas. ....	49
Figura 21: Variação temporal das cargas superficiais aplicadas e removidas de N. Amoniacal.....	51

## LISTA DE ABREVIATURAS

cm – Centímetro

cm<sup>2</sup> – Centímetro Quadrado

DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

L– Litros

mg – Miligrama

m<sup>2</sup> – Metro quadrado

N. Amoniacal – Nitrogênio Amoniacal

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio Amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>3</b>
2.1 OBJETIVO GERAL .....	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	3
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>4</b>
3.1 A ÁGUA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A MANUTENÇÃO DA VIDA .....	4
3.2 EUTROFIZAÇÃO .....	5
3.3 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA APLICADA AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES .....	7
3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS FACULTATIVAS .....	8
3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE LEMNAS .....	10
3.5.1 ASPECTOS GERAIS .....	10
3.5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO .....	14
3.5.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA .....	16
3.5.4 USOS DA BIOMASSA DE LEMNAS .....	18
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>19</b>
4.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO .....	19
4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE .....	20
4.3 DIMENSIONAMENTO DE CARGAS E PARÂMETROS OPERACIONAIS .....	25
4.4 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL .....	27
4.5 MANEJO DAS LEMNAS .....	30
4.6 ROTINA DE COLETAS DE ANÁLISES .....	32
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>33</b>
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE BRUTO .....	33
5.2 AVALIAÇÃO DO SISTEMA .....	35
5.3 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA .....	46
5.4 PARÂMETROS DE PROJETO .....	50
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	<b>53</b>
<b>7. REFERÊNCIAS</b> .....	<b>54</b>

## 1. INTRODUÇÃO

Atualmente o maior desafio para o tratamento de efluente é a remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Sistemas que conseguem promover esta remoção, geralmente, possuem inerente complexidade operacional, gerando ônus aos municípios que escolherem adotá-los. As tecnologias aplicadas ao tratamento de efluentes líquidos são as mais variadas, como lodos ativados, reatores anaeróbios, lagoas de estabilização, lagoas de polimento, entre outros (MOHEDANO, 2010).

Dentre as variantes do sistema de lagoas de estabilização, as lagoas facultativas são as mais simples, com baixo custo de construção e sem necessidade de mão de obra especializada para respectiva operação. Remoção de  $DBO_{5,20}$ , sólidos em suspensão e de organismos patogênicos é eficiente em lagoas facultativas, porém não é possível dizer o mesmo quanto à remoção de nutrientes. O lançamento de efluentes com cargas nitrogenadas, por exemplo, pode causar sérios danos aos corpos receptores, como a eutrofização. Além disso, o nitrogênio em excesso nas águas é o causador de doenças como meta-hemoglobinemia, mais conhecida como síndrome do bebê azul (FERNÍCOLA et. al. 1981).

Uma alternativa para atenuar os impactos advindos do lançamento de cargas nitrogenadas são as lagoas de lemnáceas, que são lagoas de polimento de efluentes coberta com macrófitas flutuantes que atuam na remoção principalmente de nitrogênio e fósforo. Segundo Brix e Shierup (1989), a família Lemnaceae possui grande capacidade de assimilação de nutrientes como nitrogênio. Essas macrófitas conseguem promover a remoção dos nutrientes através de processos bioquímicos, por meio da incorporação direta desses nutrientes em sua biomassa.

Trabalhos que estudam a viabilidade da implantação de lagoas de lemnáceas vêm sendo desenvolvidos ao redor do mundo e apresentando ótimos resultados para a remoção de nutrientes. Bach (2013) utilizou lagoas de lemnas no polimento de efluentes e fixação de  $CO_2$ , Mohedano (2010) avaliou o uso de lemnas *Landoltia punctata* no polimento do efluente oriundo de suinocultura durante um ano inteiro e conseguiu uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 99%, Korner e

Vermaat (1998) estudaram a importância das lemnas na eliminação do nitrogênio e fósforo no tratamento de esgoto doméstico e apresentou uma remoção de até 97% de nitrogênio.

Portanto, o presente trabalho teve por objetivo analisar o uso de uma lagoa de lemnáceas como alternativa viável para integrar um sistema de pós-tratamento, de uma Lagoa Facultativa empregada no tratamento de esgoto doméstico.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Este projeto teve como objetivo principal avaliar a eficiência de uma Lagoa de Lemnáceas utilizada para remoção da carga nitrogenada do efluente de uma lagoa facultativa, a partir de um estudo em escala de bancada.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

Propor a utilização de lagoa de lemnáceas como unidade viável para pós-tratamento de lagoas facultativas empregadas no tratamento de esgoto doméstico.

Obter parâmetros de projeto específicos para dimensionamento e operação para respectiva lagoa.



### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 A ÁGUA E SUA IMPORTÂNCIA PARA A MANUTENÇÃO DA VIDA

A água é um bem muito precioso e de suma importância para a manutenção da vida na terra. Ela tem a capacidade de estar presente em quase todos os aspectos da civilização humana, desde o desenvolvimento agrícola e industrial, à manutenção da vida para diversas espécies, incluindo nós humanos.

O ser humano necessita para sua sobrevivência de água para consumo, livre de organismos patológicos e de qualquer substância poluidora que possa afetar a sua qualidade de vida. Porém, de toda a água que existe em nosso planeta 97,5% é água salgada, 1,72% se encontram na forma de geleiras, 0,77% como água subterrânea e somente 0,01% compõem as águas denominadas superficiais, representadas pelos rios e lagos (ANA, 2005). O Brasil tem posição privilegiada no mundo, em relação à disponibilidade de recursos hídricos. A vazão média anual dos rios em território brasileiro é de cerca de 180 mil m<sup>3</sup>/s. Esse valor corresponde à aproximadamente 12% da disponibilidade mundial de recursos hídricos, que é de 1,5 milhão de m<sup>3</sup>/s (SHIKLOMANOV et al., 2000). Porém, algumas das atividades humanas afetam a qualidade desta água disponível nos corpos hídricos, como atividades industriais, a agricultura, e também o lançamento de efluentes domésticos tratados ou não.

No Brasil, um grande marco na mudança de conduta sobre as ações que impactam a qualidade das águas foi a efetivação da Lei 9.433/97, que institui o Plano Nacional de Recursos Hídricos e regulamenta os usos múltiplos das águas em nosso país (BRASIL, 1997). Mas segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008), pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, e somente 28,5% faziam respectivo tratamento. Em estudo mais recente, realizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), em 2013 o índice médio de tratamento dos esgotos coletados para o país foi de 69,4%,

para o estado do Paraná os índices de coleta e tratamento de esgotos foram de 64,86% e 98,28%, respectivamente (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2014).

Em consequência da enorme diversidade da sociedade brasileira, são necessárias tecnologias simples, de baixo custo de implantação, operação e de manejo simplificado e sustentável (BASTOS, 2003; SOUSA; CHERNICHARO, 2005).

Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que são projetados visando, principalmente, à remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas as do esgoto bruto (VON SPERLING et al., 2009). Desta forma, há, também, necessidade de se buscar alternativas de pós-tratamento de esgoto que resultem em maior remoção de nitrogênio e fósforo. Concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo presentes nas águas residuárias, quando dispostas no ambiente aquático sem tratamento adequado, podem resultar em um fenômeno denominado de eutrofização (BACH, 2013). Além da eutrofização, a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) que pode estar presente nas águas residuárias é tóxica para a grande maioria dos organismos aquáticos, pois possui baixo peso molecular e caráter hidrofóbico, conferindo permeabilidade através das membranas celulares, causando problemas osmóticos (ARANA, 1997).

### 3.2 EUTROFIZAÇÃO

Segundo FIGUEIRÊDO et. al.(2007), o excessivo aporte de nutrientes nas águas define a eutrofização, proporcionando um crescimento abundante das plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas, resultando em um desequilíbrio do ecossistema aquático e gradativa deterioração da qualidade da água dos corpos lânticos. VON SPERLING (1996) diz que o processo de eutrofização pode ocorrer tanto em lagos, lagoas e rios, sendo menos frequente nos rios, devido às condições ambientais desfavoráveis para o crescimento de algas e outras plantas. Para se caracterizar o grau de eutrofização, usualmente utiliza-se três níveis: Oligotrófico, que é caracterizado por lagos claros e com baixa produtividade; mesotrófico, que são lagos

com produtividade intermediária e já não tão claros; eutrófico, que são lagos com grande produtividade, muito além dos níveis naturais. Esteves (1988) caracteriza o estado trófico de corpos d'água a partir da concentração de fósforo neles encontrada, sendo que acima de  $50\mu\text{g.L}^{-1}$  o corpo hídrico é considerado eutrófico.

Este fenômeno pode ocorrer de formar natural, porém levaria muito tempo para acontecer, assim as atividades humanas são as grandes responsáveis por acelerar a entrada destes nutrientes nos ambientes aquáticos. Efluentes com nitratos e fosfatos são elencados como os principais responsáveis por essa acelerada mudança, proveniente de fontes como o escoamento superficial de bacias agrícolas, confinamentos de animais, áreas urbanas, sítios de mineração e da descarga de efluentes domésticos, que não foram tratados ou inadequadamente tratados (MILLER, 2008). Ou seja, com o grande aporte de nutrientes, as algas irão se multiplicar rapidamente e em grande escala, fazendo com que se forme uma camada na superfície da água e conseqüentemente promova a diminuição da zona fótica, desta maneira as espécies que não estão na superfície não serão capazes de realizar a fotossíntese, o que provocará a sua morte e posteriormente sua decomposição. Os organismos decompositores irão consumir o oxigênio disponível para realizar tal tarefa, tornando o meio anóxico e impossível para sobrevivência de peixes e demais organismos que dependem de oxigênio dissolvido. Portanto, corpos hídricos receptores de cargas elevadas destes compostos demonstram um aumento na produtividade primária e conseqüentemente um desequilíbrio nos ciclos biogeoquímicos e das comunidades bióticas, causando sérios danos aos ecossistemas aquáticos (MILLER, 2008).

BACH (2013) elenca mais alguns impactos que a eutrofização causa nos cursos de água, destacando: problemas estéticos e recreacionais, condições anaeróbias tanto no fundo quanto no corpo d'água como um todo, mortalidade de peixes, dificuldade e elevação nos custos de tratamento, problemas com o abastecimento industrial, redução na capacidade de navegação e transporte. Para minimizar este fenômeno, os sistemas de tratamento de esgotos domésticos e industriais necessitam de tecnologias para tratamento terciário, optando-se por processos biológicos eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

### 3.3 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA APLICADA AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES

Ao falar de legislação brasileira no âmbito ambiental deve-se citar primeiramente a Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981, que estabelece a criação da Política Nacional do Meio Ambiente, um marco legal para as políticas públicas de meio ambiente, já que antes o Estado ou Município possuíam independência para definir as próprias diretrizes políticas relacionadas ao meio ambiente (FARIAS, 2006). Além de criar o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) que coordena os órgãos e entidades públicas visando a proteção ambiental e qualidade de vida. Um dos órgãos formadores é Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) que cuida das diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente.

Restringindo para o lançamento de efluentes, a legislação que estabelece parâmetros para o lançamento em corpos d'água é a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de complementar e alterar a Resolução CONAMA nº357/2009 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento.

A Resolução CONAMA 430/2011, na seção II, art. 16, incisos I e II, determina condições e padrões para o lançamento de efluentes, como por exemplo, valores de pH, temperatura, valores máximos permitidos para concentrações de chumbo, mercúrio entre outros. Porém quando se trata de nutrientes, a legislação não fixa valores para concentrações de fósforo e nitrogênio no lançamento dos efluentes, salvo o nitrogênio amoniacal que tem um valor máximo permitido de 20 mg/L. Porém, como versa o Art. 21 em seu § 1º, o padrão de nitrogênio amoniacal total previsto no art. 16 pode não ser exigido para sistemas de tratamento de esgotos.

Na esfera do Estado do Paraná, podemos citar o Decreto nº 6.513, de 17 de abril de 1974, que aprova o regulamento da Lei 6.513/73, que dispõe sobre a proteção dos recursos hídricos contra agentes poluidores. O decreto estabelece padrões que devem ser seguidos para o lançamento de efluentes nos corpos d'água, mas também não existem valores fixados referentes ao nitrogênio, da mesma forma, a Resolução

021/09 da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA), que dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões para empreendimentos de saneamento e não apresenta um padrão para o nitrogênio. Com isso, percebe-se uma carência de leis que estabeleçam padrões referentes aos nutrientes citados, que causam impactos significativos nos corpos receptores.

### 3.4 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS FACULTATIVAS

Os processos biológicos responsáveis pelo tratamento do efluente ocorrem principalmente pela ação das bactérias, mas também contam com a ajuda de outros organismos como fungos, algas, protozoários e vermes. Estes processos simulam os processos naturais que o corpo receptor realiza após receber o lançamento de despejos (VON SPERLING, 1996). Os tratamentos biológicos também conseguem transformar constituintes biodegradáveis que estão dissolvidos ou em suspensão em produtos aceitáveis, além de capturar e incorporar sólidos coloidais em suspensão e não sedimentáveis em flocos biológicos ou biofilme (METCALF , 2003).

Existem vários tratamentos que são baseados em processos biológicos, sendo os reatores anaeróbios, os sistemas de lagoas de estabilização e também o sistema de lodos ativados os mais utilizados e conhecidos. As lagoas de estabilização são a forma mais simples de tratamento dos esgotos. Nas lagoas facultativas, o processo de tratamento consiste na retenção do esgoto por um longo período, tempo este suficiente para que os processos naturais de estabilização da matéria orgânica se desenvolvam. A matéria orgânica suspensa tende a sedimentar e constitui o lodo de fundo, este sofrerá um processo de decomposição realizado pelos microrganismos presentes, sendo transformada em gás carbônico, água e metano. A matéria orgânica que está dissolvida na coluna d'água será oxidada por meio da respiração aeróbia (VON SPERLING, 1996). A simplicidade de operação e manejo destas lagoas se torna uma grande vantagem, além do baixo custo operacional, de manutenção, de instalação, baixo consumo de energia e boa remoção de  $DBO_{5,20}$ . Porém o sistema também apresenta as suas desvantagens, por exemplo, necessita de uma demanda grande de

área, dependendo da vazão de esgoto a ser tratada, além de ser um processo que necessita de um determinado tempo de detenção. Von Sperling (1996) diz que o tempo de detenção hidráulica varia em uma faixa de 15 a 45 dias e geralmente a profundidade recomendada para essas lagoas é de 1,5 a 3 metros. A Figura 1 apresenta a dinâmica dos processos que ocorrem em uma lagoa facultativa.

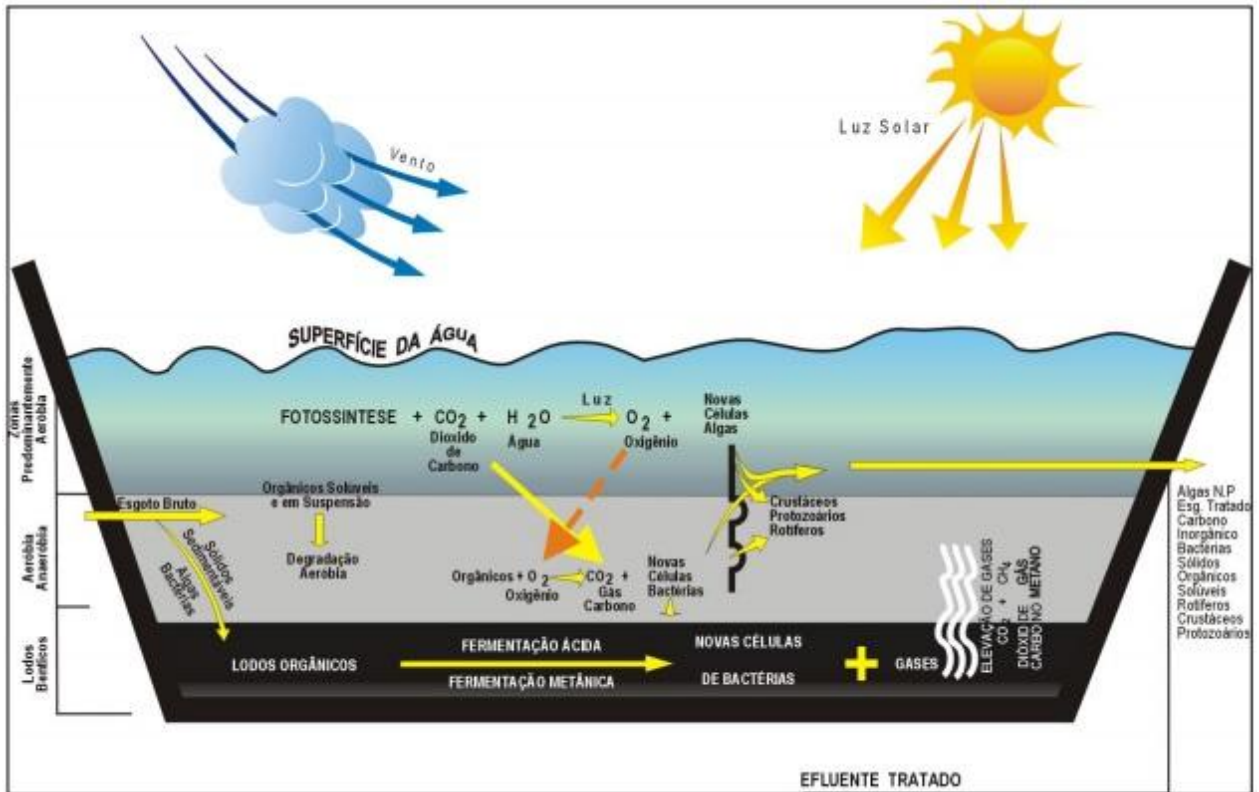


Figura 1: Dinâmica de uma lagoa facultativa.

Fonte: SANEAGO, 2002.

Contudo, para o meio ambiente, a maior desvantagem é a ineficiência na remoção das cargas de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que conferem grande potencial poluidor aos corpos receptores.

### 3.5 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE EFLUENTES EM LAGOAS DE LEMNAS

#### 3.5.1 ASPECTOS GERAIS

O termo “*Lemna*” nomeia um gênero de plantas aquáticas da subfamília Lemnoideae (antiga família Lemnaceae). De acordo com Skillcorn et al. (1993 apud MOHEDANO, 2010) o termo limnus, originado no latim, significa lago, que faz relação com o ambiente natural de ocorrência destas . Foram catalogadas por volta de 40 espécies (JOURNEY et al., 1993) de 5 gêneros : *Lemna*, *Wolffia*, *Landoltia*, *Spirodela* e *Wolffiella* (LANDOLT e KANDELER, 1987), sendo que dentre esses são *Lemna* e *Spirodela* os mais conhecidos e utilizados pelo homem. Segundo Mohedano (2010), “existe um esforço por partes de alguns pesquisadores brasileiros em estender este termo para uma nomenclatura popular, designando “lemna” como um nome popular, mais usual, inclusive para outros gêneros deste grupo botânico”. Desta maneira, o termo “lemna” será utilizado durante o trabalho, desconsiderando as regras de nomenclatura científica. No Brasil estes pequenos vegetais são conhecidos pela população como “lentilha d’água”, “marrequinha” ou simplesmente “alguinha”, já em inglês o termo mais utilizado é “duckweed”, que surge da junção de duas palavras, “duck” = pato, e “weed” = erva, e foi nomeado desta maneira devido ao grande favoritismo alimentar de algumas espécies de patos por este vegetal (MOHEDANO, 2010).

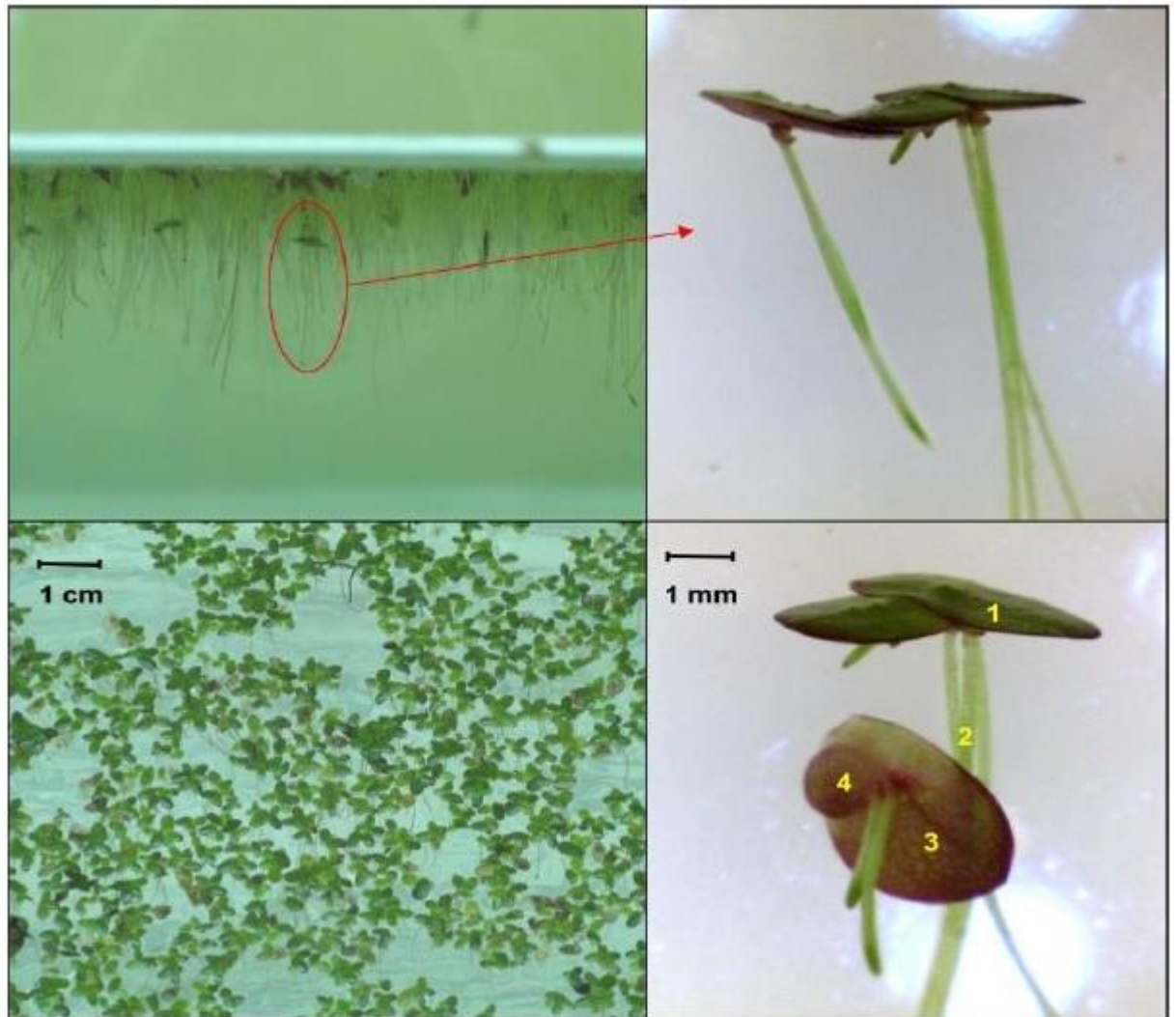
A subfamília Lemnoideae é representada pelas menores Angiospermas conhecidas ao redor do mundo, sendo comumente confundidas com algas (SKILLICORN *et al.*, 1993). Porém se tratam de macrófitas que possuem um sistema vascular simples, hábitos aquáticos e que também produzem flores e frutos. O ambiente natural destes vegetais são lagoas, lagos ou pântanos, locais que apresentam condições limitantes para o desenvolvimento de vegetações terrestres, tendo como principais fatores a falta de oxigênio nas raízes e partes submersas, instabilidade do

solo e a dificuldade de absorção de gases como o  $\text{CO}_2$  e  $\text{O}_2$  (ESTEVES 1998 apud MOHEDANO, 2010).

No âmbito das macrófitas aquáticas encontram-se quatro hábitos ecológicos principais: plantas enraizadas, submersas, emergentes e flutuantes, sendo que as lemnas pertencem às flutuantes (POTT; CERVI, 1999). Na cadeia trófica dos ambientes onde se multiplicam, as lemnas apresentam um papel de produtoras primárias, pois fixam o carbono atmosférico e dissolvido, produzindo uma biomassa de ótima qualidade nutricional (ORON, 1994).

A reprodução assexuada é a forma mais usual de procriação (CROSS, 2006). Elas possuem uma estrutura chamada fronde, que nada mais é do que a fusão das folhas com o caule com alguns milímetros de diâmetro e suas raízes pode chegar próxima a um centímetro (Figura 2). As lemnas não possui uma região específica de ocorrência, apesar de se desenvolverem melhor em regiões quentes, porém existem exceções para regiões desérticas ou permanentemente congeladas. São frequentemente encontradas em corpos d'água com salinidade inferior a 4 g/L, que não apresentam correntezas e nem ventos fortes, onde flutuam livremente sobre a superfície formando densas populações. São exigentes em relação a nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo (5:1), porém se desenvolvidas em condições ideais, apresentam a maior taxa de crescimento entre os vegetais superiores (IQBAL, 1999).





**Figura 2: Imagens de *Landoltia punctata*:1- fronde; 2- raízes; 3- vista inferior da fronde; 4- fronde filha.**

**Fonte: MOHEDANO, 2010.**

De acordo com Lalau (2010), as lemnáceas apresentam um rápido crescimento, normalmente proliferando-se em taxas exponenciais e podendo dobrar a biomassa em 48h quando encontradas em condições favoráveis. A produção de biomassa é diretamente afetada por alguns fatores abióticos chave como: pH, temperatura, foto período entre outros (SUTHAR et al., 2015). As lemnas conseguem suportar variações bruscas de pH, sendo que a melhor taxa para crescimento é próxima da neutralidade, vide que o pH também é um parâmetro que afeta diretamente a forma em que o nitrogênio estará disponível no meio. Contudo, devido aos valores de pH encontrados

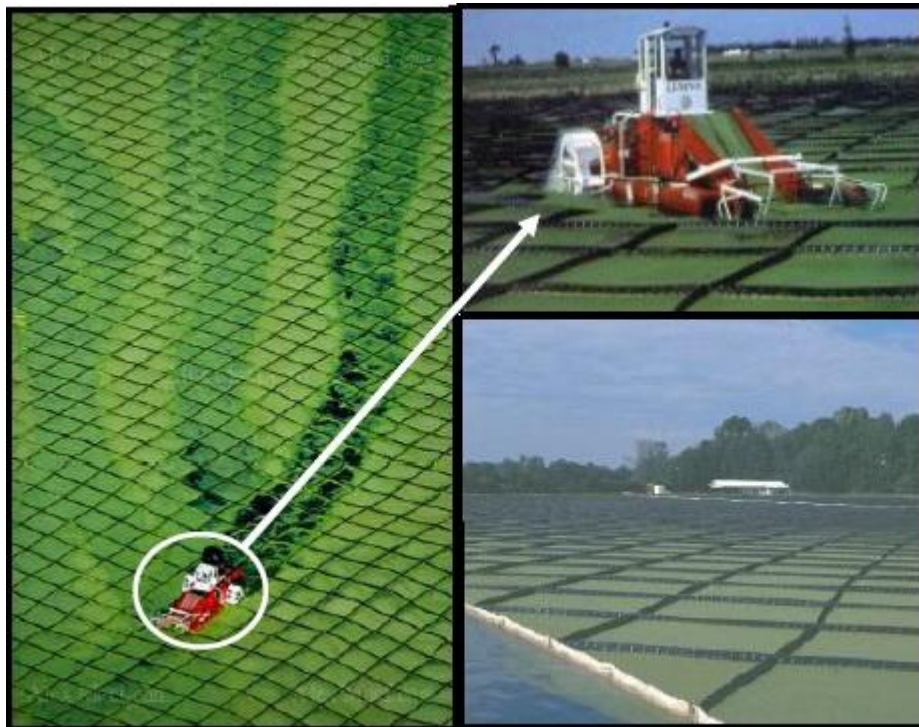
em lagoas de lemnas (próximos a neutralidade), a volatilização de amônia não é considerada uma importante via de eliminação de nitrogênio, por diversos autores (VAN DER STEEN et al., 1998; CAICEDO et al., 2000; ZIMMO et al., 2004 e EL SHAFI et al., 2006).

Em relação à temperatura, pode variar entre 6 e 33°C, sendo que em temperaturas altas, maior será a taxa de crescimento, porém acima de 30°C a taxa de crescimento decai. Para a intensidade de luz, Tabou et al. (2014) demonstraram em um experimento em escala laboratorial utilizando *Lemna minor*, que a taxa de crescimento é maior em valores entre 250 – 300  $\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^2$ . Existem estudos que indicam, que em condições ideais de desenvolvimento, a produção de proteínas na biomassa seca chega a ser mais de 40% (LANDOLT, 1986). É de extrema importância que se conheça as características da água do meio suporte das lemnas, para assim conseguir atingir as faixas de desenvolvimento ideal e estimar a composição de sua biomassa.

O conceito da aplicação de lemnas como uma técnica no tratamento de efluentes está fundamentado em uma predisposição natural desses organismos a se desenvolverem em ambientes eutrofizados, assim como as lagoas de tratamento (MOHEDANO, 2010). Diversos autores como Landolt e Kandeler (1987); Skilicorn et al., (1993); Korner e Vermaat (1998); Korner, (1998); Iqbal (1999); Vander Steen et al., (1999); Caicedo, (2005); Tavares, (2004); citam algumas características que proporcionam o uso das lemnáceas no polimento de efluentes orgânicos:

- Exigência elevada de nitrogênio;
- Diminuem a ação do vento, ajudando na sedimentação;
- Dificultam a produção de algas devido ao sombreamento;
- As raízes fornecem superfície para a fixação de biofilme;
- Reduzem a formação de gases fétidos, e também de insetos;
- Manejo simples se comparado à remoção de biomassa de algas.

Como um instrumento na biorremediação de efluentes com cargas nitrogenadas, as lagoas de lemnáceas têm sido utilizadas em diversos países, como EUA, China, Israel, Índia, Egito e Holanda, sendo uma alternativa de sucesso e também se mostra economicamente viável (MOHEDANO, 2010). Apesar de já estarem sendo bastante utilizados, os sistemas de tratamento com lemnas ainda merecem um aprofundamento e entendimento maior, maiores estudos e desenvolvimento de tecnologias para que possam ser aperfeiçoados e utilizados com maior abrangência. Na Figura 3 é possível observar um sistema de lagoa de lemnácea para tratamento terciário de esgoto doméstico na Carolina do Norte, Estados Unidos.



**Figura 3: Lagoas de lemnáceas (*Lemna minor*). Detalhe para a colheitadeira flutuante, desenvolvida para fazer a remoção da biomassa excessiva de lemnas.**

Fonte: Mohedano, 2010.

### 3.5.2 REMOÇÃO DE NITROGÊNIO

O uso de plantas aquáticas para o tratamento de águas residuais e produção de biomassa oferece uma alternativa favorável para remoção de amônia a partir de corpos

de água poluída (ORON, 1994). Por possuírem uma alta quantidade de proteína em sua biomassa, a disponibilidade de nitrogênio se torna indispensável para o seu metabolismo, pois essas moléculas que são compostas por aminoácidos, possuem agrupamentos amina ( $\text{NH}_2$ ) em sua estrutura (LANDOLT E KANDELER, 1987). Experimentos realizados por, Körner e Vermaat (1998) demonstram a eficiência de *Lemna giba* na remoção de nutrientes em esgoto doméstico, tendo como resultado uma redução de 73 a 97% de nitrogênio e de 63 a 99% de fósforo total, dependendo da concentração inicial do efluente. Deste modo, apontam que a remoção de nitrogênio em lagoas de tratamento com lemnáceas é devida, em até 50%, pela incorporação direta na biomassa.

De forma complementar, Zimmo et al. (2004) afirmam que a absorção direta de nitrogênio pelas lemnas é mais alta em períodos quentes, de maneira que também ocorrem processos de nitrificação/desnitrificação por microrganismos fixos na rizosfera, além da volatilização da amônia. O decréscimo do nitrogênio por volatilização de amônia e por desnitrificação chegam a estar entre 28 e 40% da remoção total, dependendo da carga inicial (ZIMMO *et al.*, 2000). Cedergreen e Medsen (2002) completam com a informação de que as lemnas podem absorver nitrato e amônia pelas raízes e pelas folhas (frondes), dependendo somente da área superficial. Frequentemente os efluentes orgânicos contêm pouco oxigênio dissolvido, por conta disso a maior parte do nitrogênio inorgânico encontra-se na forma de amônia (MOHEDANO, 2010).

Os sistemas de tratamento convencionais buscam a oxidação da amônia pela nitrificação biológica, porém este processo necessita de um subsídio maior de oxigênio no sistema, elevando os custos para o tratamento (METCALF; EDDY, 1991). A absorção direta da amônia pelas lemnas confere uma forma eficaz e de custo reduzido para o polimento de efluentes, pois em alguns casos podem substituir os sistemas aerados para remoção de nitrogênio, tornando-se uma alternativa perfeita para se utilizar no ambiente rural, onde existem mais áreas disponíveis e muitas vezes os recursos financeiros são limitados (SKILLICORN, 1993). Oron et al. (1988) complementa afirmando que a utilização de lemnáceas na remoção de amônia de efluentes é uma alternativa excelente, pois o nutriente não é perdido e sim incorporado,

gerando uma biomassa rica em proteína.

Existem estudos ao redor do mundo que citam a eficiência e a taxa de remoção de nutrientes por sistemas de tratamento com lemnáceas. Culley et al. (1981) citam que as lagoas de lemnas podem remover 1.380 kg de nitrogênio/ha/ano, levando em consideração as condições climáticas onde o estudo foi conduzido (Lousiana, EUA). Korner e Vermat (1998) obtiveram uma remoção de NTK entre 73 até 97% em 3 dias para esgoto doméstico com concentração de amônia de 50 a 83 mg/L, representando uma taxa de remoção de 120 a 590mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. No estudo de TAVARES (2008) para tratamento terciário de efluentes de suinocultura, a maior eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal foi de 52,9 e 77,6% para um tempo de detenção de 7 e 14 dias respectivamente, com uma concentração de DQO de 400mg/L. Ainda pode-se citar o trabalho de Benjawan e Koottatep (2007) que obtiveram uma remoção de 92% em uma carga superficial aplicada de 1.300mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 76% para uma carga de 3.300mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

### 3.5.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA

Nos mais variados sistemas de tratamento biológico de efluentes, a ocorrência de degradação da matéria orgânica se dá pela ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios (MOHEDANO, 2010). Não ficam muito evidentes os mecanismos de remoção de DQO nas lagoas de lemnáceas, porém estão relacionados aos microrganismos aeróbios e anaeróbios que podem estar fixados nas plantas, presentes na coluna d'água ou nos sedimentos (CROSS, 2006 apud MOHEDANO, 2010). Os processos aeróbios são mais rápidos na remoção de DQO, no entanto dependem de um suprimento de O<sub>2</sub> e de uma superfície para que ocorra a fixação de bactérias (MOHEDANO, 2010).

Caicedo (2005 apud MOHEDANO, 2010) observou que a concentração de oxigênio dissolvido é um dado divergente entre autores que realizaram experimentos envolvendo lagoas de lemnáceas, mas em um todo, acontece a ocorrência de duas

zonas, uma aeróbia próxima da superfície devido às atividades fotossintéticas e uma segunda zona que predomina um ambiente anaeróbio, no fundo das lagoas, dependendo de sua profundidade. Reed et al. (1998) citam alguns fatores-chaves que podem tornar uma lagoa de lemnaças um ambiente anaeróbio ou anóxico, como a carga de matéria orgânica, a profundidade, o tempo de detenção e o potencial redox. Alaerts et al. (1996) realizaram um estudo onde testavam o comportamento do oxigênio dissolvido nas lagoas de lemnas, variando a profundidade entre 0,4 – 0,9m e observaram que a coluna d'água se manteve aeróbia durante todo o experimento.

No experimento de Cossu et al. (2001), a espécie *Lemna minor* foi a que obteve a melhor atuação na manutenção de altas taxas de oxigênio dissolvido, se assim comparadas com outras espécies de macrófitas. Krishna e Polprasert (2008) enfatizam essa coesão de crescimento que ocorre entre os microrganismos e as estruturas das plantas como a garantia do sucesso do tratamento de efluentes nas lagoas com lemnas, o que apoia a ideia de se fazer uso destas espécies de macrófitas. O trabalho de Körner et al. (1998) apresentou uma comparação entre dois sistemas, na qual um deles simulava a presença das lemnas através de bolhas plásticas e aeração forçada, e o outro continha lemnas da espécie *Lemna gibba*. O sistema com as lemnas reais apresentou uma maior redução de matéria orgânica e DQO, concluindo que o meio suporte das lemnas para a fixação de biofilme aeróbio contribui para o processo.

O trabalho de Oron et al. (1987) para tratamento de esgoto bruto obteve uma taxa de remoção de 66,5% e 73,4%, para 5 e 10 dias de tempo de detenção respectivamente, em tanques com 20 cm de profundidade e concentração de DQO entre 500 a 750mg/L. Awuah (2001) apresentou resultados de redução de  $DBO_{5,20}$ , com o uso de *Lemna paucicostata*, de 130mg/L para 7,5mg/L, utilizando um tempo de detenção de 29 dias. Utilizando a espécie *Lemna valdiviana*, Tavares et al. (2008) apresentaram valores de eficiência de remoção de 94,8% (DQO 400mg/l) e 92,7% (DQO 550mg/L) para tratamento de efluentes proveniente da suinocultura. Mohedano (2004) conduziu um estudo sobre tratamento de efluente de piscicultura com *Lemna valdiviana* e mostrou uma diminuição de 91% de DQO, reduzindo de 421 para 38mg/L em 26 dias.

### 3.5.4 USOS DA BIOMASSA DE LEMNAS

O que irá garantir o sucesso e a eficiência do sistema de tratamento é uma boa manutenção da biomassa de lemnas que será produzida, pois a taxa de crescimento está relacionada diretamente com a taxa de remoção de nutrientes. As principais concorrentes das lemnas são as algas unicelulares, na competição pelos nutrientes. A forma de impedir a proliferação das algas unicelulares é cortando a entrada de luz solar na coluna d'água com uma camada densa de biomassa de lemna (IQBAL, 1999).

Segundo Mohedano (2010) “os efeitos da superpopulação de lemnas, assim como as baixas densidades, podem reduzir a eficiência do tratamento e até mesmo apresentar eficiências negativas”. O resultado da elevada densidade populacional de lemnas é a sobreposição de biomassa, fazendo com que surja competição por luz, nutrientes e CO<sub>2</sub> (CROSS, 2006; SKILICORN et al.1993). Desta maneira, a biomassa que fica submersa morrerá e assim irá liberar os nutrientes removidos, além de incrementar a DBO<sub>5,20</sub>. Para Korner et al. (2001), uma rotina de colheita que permite a duplicação da biomassa entre 2 e 3,5 dias é o ideal para a manutenção de uma camada completa de lemnas.

Em ambientes naturais, as lemnáceas constituem um importante recurso alimentar para aves aquáticas, peixes e insetos (POTT, 2000). A baixa porcentagem de fibras e o elevado valor nutricional as tornam um alimento de boa qualidade para animais domésticos e possivelmente para humanos (IQBAL, 1999). MOHEDANO (2004) testou a substituição de farinha de peixe (como fonte proteica) por farinha de lemnas, em dietas para tilápias, e constatou que não houve diferença significativa no ganho de peso pelos peixes, porém observou-se um custo de produção 35% menor. “A utilização de lemnáceas na alimentação de peixes parece ser a forma mais difundida para a utilização da biomassa deste vegetal, podendo ser oferecidas frescas como alimento exclusivo, ou desidratada, em combinação com outros ingredientes” (MOHEDANO, 2010).

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

O projeto de pesquisa foi conduzido no câmpus de Londrina da Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTFPR) – Fotografia 1.



**Fotografia 1: Prédio da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina.**

A bancada experimental foi construída e operada na Estufa II (fotografia 2) anexa ao Departamento de Engenharia Ambiental (DAAMB).

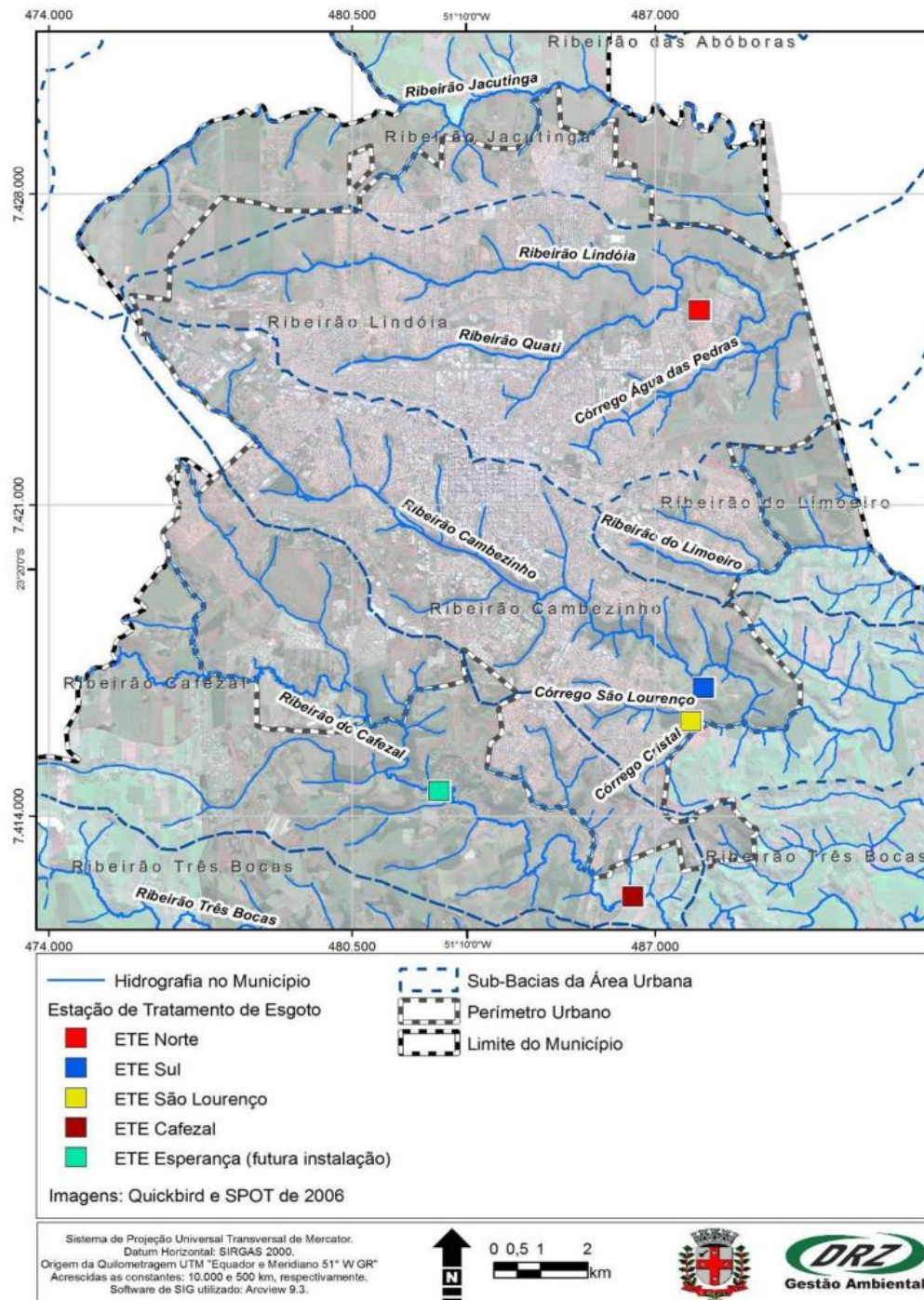




**Fotografia 2: Foto externa do conjunto de estufas anexas ao DAAMB.  
Capturado por: DE CARVALHO Jr. (2014)**

#### 4.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE.

O efluente empregado no experimento foi coletado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) São Lourenço na região sul da cidade de Londrina (latitude -23.3646, longitude -51.1191). Na Figura 4 é possível visualizar a localização da ETE no município de Londrina.



**Figura 4: Localização geográfica da ETE São Lourenço no município de Londrina.**  
**Fonte: Companhia de Saneamento do Estado do Paraná – SANEPAR.**

Os Quadros 1 e 2, respectivamente, apresentam detalhes de concepção de projeto e das unidades que compõem o sistema de tratamento da ETE São Lourenço.

**Quadro 1: Características de projeto da ETE – São Lourenço e demais ETEs em operação no município de Londrina.**

<b>Dados Gerais das ETE's - Sistema Esgotamento Sanitário de Londrina</b>				
<b>ETE</b>	<b>Norte</b>	<b>Sul</b>	<b>Cafezal</b>	<b>São Lourenço</b>
Corpo receptor	Ribeirão Lindóia	Ribeirão Cambezinho	Ribeirão Cafezal	Córrego Cristal
Sub-bacia	Lindóia	Cambezinho	Cafezal	Cambezinho - São Lourenço
Ínicio da operação	1996	1991	1996	1996
Tipo de tratamento	RALF tronco cônico + filtro biológico	RALF tronco cônico + filtro biológico	RALF tronco cônico + lagoa de polimento	RALF tronco cônico + lagoa de polimento
Descrição do tratamento	Anaeróbio + aeróbio	Anaeróbio + aeróbio	Anaeróbio + facultativo	Anaeróbio + facultativo
Tempo de detenção de projeto (h)	8	8	8	8
População de projeto (hab.)	177.624	224.837	38.300	31.270
Vazão de projeto (L/s)	655	895	55	55
Quantidade de lodo gerado e destinação final (média 2008)	730m <sup>3</sup> /mês - agricultura	428m <sup>3</sup> /mês - agricultura	51m <sup>3</sup> /mês - agricultura	31m <sup>3</sup> /mês - agricultura
Nº. Licença de Operação (LO)	6.084	6.083	6.088	6.089
Validade da Licença de Operação (LO)	29/8/2014	29/8/2014	29/8/2014	29/8/2014
Nº. / Data do protocolo de entrada para pedido de outorga de lançamento de efluentes	9.316.893-3 - 03/05/2007	9.136.894-1 - 03/05/2007	9.316.896-8 - 03/05/2007	9.316.895-0 - 03/05/2007
Parâmetros de monitoramento nas LO's (Resolução SEMA 01/2007)*	DBO até 90 mg/L			
	DQO até 225 mg/L			
	Óleos vegetais e gorduras animais até 50 mg/L			
	Óleos minerais até 20 mg/L			
	Nitrogênio amoniacal total até 20 mg/L com meta progressiva para janeiro/2017*			

**Fonte: Companhia de Saneamento do Estado do Paraná – SANEPAR.**  
**Organização: DRZ Geotecnologia e Consultoria.**

**Quadro 2: Unidades constituintes do sistema de tratamento da ETE São Lourenço e demais ETEs do município de Londrina.**

Unidades Instaladas nas ETE's - Sistema de Esgotamento Sanitário de Londrina				
Unidades das ETE's	ETE Norte	ETE Sul	ETE Cafezal	ETE São Lourenço
Gradeamento	2	2	1	1
Desarenador	2	2	1	1
Decantador Primário	1	2	-	-
RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado)	4	4	2	2
Filtro Biológico	2	3	-	-
Decantador Secundário	2	3	-	-
Lagoa Facultativa	-	-	1	1
Biodigestor	1	2	-	-
Adensador de Lodo	1	1	-	-
Centrífuga	2	2	-	-
Leitos de Secagem	26	23	8	8
Desinfecção	-	-	-	-

Fonte: Companhia de Saneamento do Estado do Paraná – SANEPAR.

Organização: DRZ Geotecnologia e Consultoria.

Na Figura 5 é possível uma visualização de imagens de satélite das unidades que compõe a ETE São Lourenço.



**Figura 5: (i) RALFs; (ii) Leitos de Secagem de Lodo; (iii) Entrada Lagoa Facultativa; (iv) Saída Lagoa Facultativa e (v) Mata ciliar do Córrego São Lourenço.**

Fonte: Adaptado Googlemaps.

O efluente empregado no experimento foi coletado na saída da lagoa facultativa conforme indicado na Figura 6, em volume suficiente e transportado imediatamente para alimentação de um reservatório (R1-50L) que alimentava a bancada experimental. O Quadro 3 contém dados com características físico-químicas do efluente da Lagoa Facultativa da ETE – São Lourenço.

**Quadro 3: Características físico-químicas do efluente da Lagoa Facultativa da ETE – São Lourenço.**

<b>ETE SÃO LOURENÇO - Análises Físico-Químicas e Bacteriológicas</b>				
<b>Período Jan. a Nov. 2008</b>	<b>Limites</b>	<b>Média</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
Vazão Média (L/s)	Capacidade média 512L/s	23,10	-19,52	37,42
Vazão Máxima (L/s)	Capacidade máxima 825L/s	107,35	41,90	211,26
Volume mês (m³/mês)		60.536,45	38.699,00	100.231,00
Número do boletim		-	1.738,00	1.930,00
DBO Afluente (mg/L)		565,05	287,50	788,00
DBO Efluente (mg/L)	<= 60	38,38	29,20	54,60
<b>Eficiência: % Redução DBO</b>		92,83	88,00	95,10
Sólidos Sed. Afluente (mL/L)		7,31	4,00	10,00
Sólidos Sed. Efluente (mL/L)	<= 1,0	0,03	0,00	0,10
DQO Afluente (mg/L)		826,45	366,00	989,00
DQO Efluente (mg/L)	<=150	115,18	86,00	145,00
Sólidos Suspensos (mg/L)	<=60	50,91	26,70	93,30
<b>% Redução DQO</b>		85,37	74,86	89,11
N Amoniacal do Afluente (mg/L N)		36,75	20,70	76,20
N Amoniacal do Efluente Final (mg/L N)		35,96	26,90	50,40
% Remoção de Nitrogênio (N) Amoniacal		-4,85	-31,94	43,44

Fonte: Companhia de Saneamento do Estado do Paraná – SANEPAR.

//Organização: DRZ Geotecnologia e Consultoria.

O Quadro 4 contém informações sobre o impacto que o lançamento do efluente da lagoa facultada tem sobre o corpo receptor, no caso, o Córrego Cristal.

**Quadro 4: Impacto na qualidade da água do Córrego Cristal após lançamento do efluente da ETE São Lourenço (Lagoa Facultativa).**

Análises Físico-Químicas do Corpo Receptor da ETE São Lourenço				
CÓRREGO CRISTAL				
Período Jan. a Nov. 2008	Limites	Média	Mínimo	Máximo
DBO Efluente Final (mg/L)	<= 60	38,38	29,20	54,60
DBO Montante - 100m (mg/L)		6,25	1,40	32,40
DBO Jusante - 100m (mg/L)		23,68	9,50	58,10
DBO Ponto 2 - 1000m (mg/L)		25,33	3,60	83,00
DQO Efluente Final ETE (mg/L)	<= 150	115,18	86,00	145,00
DQO Montante - 100m (mg/L)		17,09	5,00	73,00
DQO Jusante (mg/L)		46,55	20,00	79,00
DQO Ponto 2 - 1000m (mg/L)		52,64	15,00	102,00
Nitrogênio Amoniacal (mg/L) Montante - 100m		1,27	0,00	2,80
Nitrogênio Amoniacal (mg/L) Jusante - 100m		11,36	3,90	18,50
Nitrogênio Amoniacal (mg/L) Ponto 2 - 1000m		12,32	1,10	22,40
Oxigênio dissolvido (mg/L) Montante		7,52	6,80	8,00
Oxigênio dissolvido (mg/L) Jusante		6,45	4,40	8,10
Oxigênio dissolvido (mg/L) Ponto 2		6,35	4,00	7,90

Fonte: Companhia de Saneamento do Estado do Paraná – SANEPAR.

//Organização: DRZ Geotecnologia e Consultoria.

#### 4.3 DIMENSIONAMENTO DE CARGAS E PARÂMETROS OPERACIONAIS.

Segundo Barea e Sobrinho (2006)<sup>1</sup> apud Mohedano (2010) o dimensionamento de sistemas de Lagoas de Lemnáceas devem considerar os mesmos parâmetros empregados para projetos de Lagoas de Estabilização como: tempo de detenção hidráulica (TDH), profundidade e cargas de aplicação.

---

<sup>1</sup> BAREA, L. C.; ALEM SOBRINHO, P. Comportamento de lagoa de polimento na Região Metropolitana de Curitiba e possibilidade de uso de lentilhas d'água para melhoria da qualidade do efluente. **Sanare (SANEPAR)**, v. 24, p. 46-60. 2006.

A Lagoa de Lemnáceas experimental foi construída em madeira e revestida com três camadas de lona com espessura de 200 micras. A caixa de madeira não resistiu à pressão exercida pelo efluente em seu interior e cedeu na primeira semana do experimento. Para remediar o problema, cintas de madeira foram montadas ao redor da caixa para aumentar a resistência e permitir que o experimento voltasse a rodar.

O volume total é de 104L e dimensões (L x C x h) iguais a 21 x 71 x 70 cm. Caicedo (2005)<sup>2</sup> apud Modehano (2010) operou duas lagoas de lemnas com 40 e 70 cm de profundidade, respectivamente, e TDHs variando entre 12 e 21 dias. Segundo esse autor o TDH exerceu maior influência na eficiência do sistema do que a profundidade da lagoa.

Considerando TDH como:

$$TDH = \frac{Vol}{Q} \quad \text{Equação (01).}$$

Onde :

TDH = Tempo de detenção hidráulica (dias)

Q= Vazão (L/d)

Vol = volume (L).

E que a profundidade útil foi de 66,5 centímetros, utilizando um volume de 104 litros e TDH de 10 dias. A vazão de projeto foi de 10,4 L/d ou 7,22 ml/min.

No dimensionamento preliminar do sistema foi considerando que a concentração média de nitrogênio amoniacal ( $N-NH_3$ ) no efluente da Lagoa Facultativa da ETE São Lourenço era de 36,75 mg/L, a carga superficial aplicada ao sistema foi dada por:

$$\varphi = \frac{Q \cdot c}{\text{área}} \quad \text{Equação (02)}$$

Onde:

---

<sup>2</sup> CAICEDO, J.R. **Effect of Operational Variables on Nitrogen Transformations in Duckweed Stabilization Ponds**. Tese. Delft, The Netherlands. 163pp. 2005.

$\phi$  = carga superficial aplicada (Kg/ha d)

Q = vazão em m<sup>3</sup>/dia

C= concentração de N-NH<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/L)

Área = área superficial da lagoa (hectare)

Assim, a carga superficial aplicada foi estimada inicial em 25,63 kg N-NH<sub>3</sub><sup>-</sup>/ ha d.

#### 4.4 FUNCIONAMENTO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.

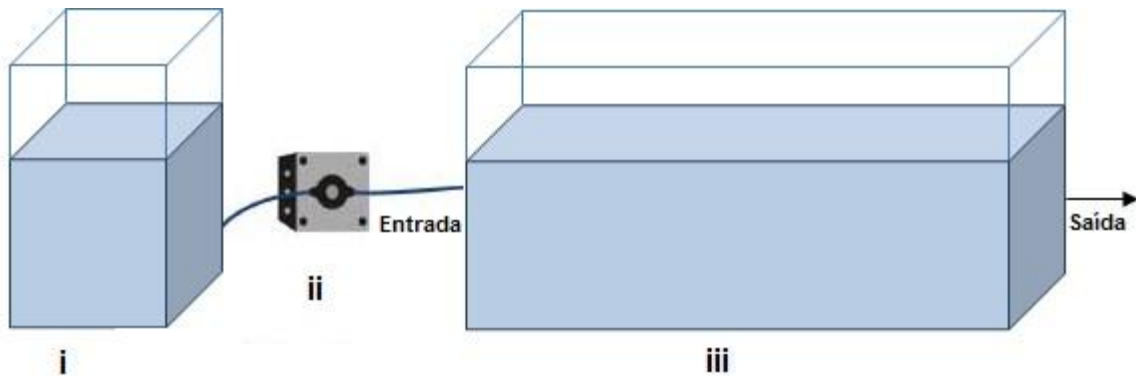
A Lagoa de Lemnas proposta foi alimentada por uma bomba dosadora peristáltica em regime de fluxo contínuo (Fotografia 3).



**Fotografia 3: Bomba dosadora peristáltica utilizada na alimentação do sistema.**

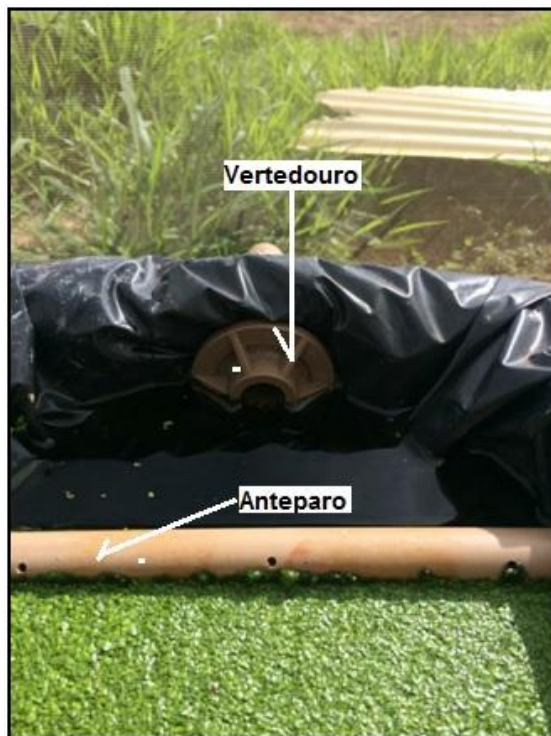
A Figura 6 é o esquema que foi pensado para a concepção da lagoa experimental.





**Figura 6:** Esquema do sistema utilizado, com: (i) Reservatório de alimentação; (ii) Bomba dosadora peristáltica e (iii) Lagoa experimental.

A entrada do afluyente ocorreu na parte inferior de uma das extremidades do sistema enquanto que a saída na parte superior da outra extremidade. Um anteparo foi colocado na superfície a fim de se evitar a saída das lemnas pelo bocal como indicado na Fotografia 4.



**Fotografia 4:** Detalhe do aparador e vertedouro

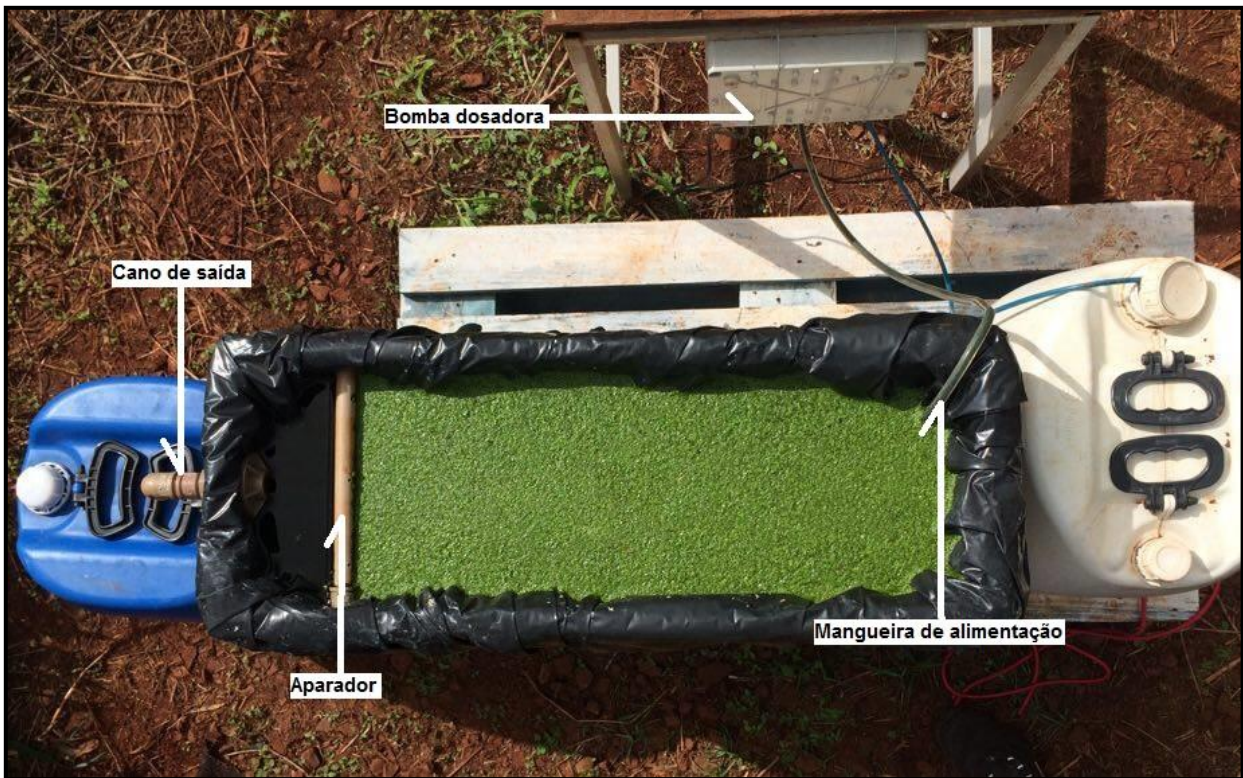
A coleta do afluente foi realizada diretamente do reservatório de alimentação. A lagoa permanecia coberta com tela de sombreamento (35%) com a finalidade de evitar a proliferação de insetos. Essa cobertura deveria permitir entrada luz suficiente para manter a Atividade Fotossinteticamente Ativa (PAR – Photosynthetically Active Radiation) acima de  $100 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^{-1}$ . O valor limite de PAR foi adotado considerando normativa ISO 20079 (International Organization for Standardization, 2003)<sup>3</sup>, desenvolvida para padronizar testes toxicológicos com lemnáceas conforme citado por Mohedano (2010).

O sistema foi colocado sobre um pallet para dar firmeza e manter o nível da lagoa. O efluente final do sistema era coletado em um reservatório de 50 L de onde foram retiradas amostras para monitoramento. Nas figuras 7 e 8, respectivamente, é possível observar fotografias que mostram detalhes da bancada experimental considerada.



**Figura 7: Vista lateral da lagoa experimental indicando os detalhes do projeto.**

<sup>3</sup> ISO/DIS. Water quality - Determination of toxic effect of water constituents and waste water to duckweed (Lemna minor) - Duckweed growth inhibition test. Normalization; ISO/TC147/SC 5. 23pp.2003



**Figura 8: Vista superior da lagoa experimental detalhando seus componentes.**

As lemnas foram pesadas no início e no final do tempo de experimento, a fim de se verificar o crescimento de biomassa no sistema.

#### 4.5 MANEJO DAS LEMNAS.

As Lemnas introduzidas no sistema proposto foram coletadas em uma Lagoa de Polimento desativada de uma indústria de manipulação de laticínios.

Essas macrófitas foram colocadas em contato com um efluente sintético, em duas caixas de 30L para multiplicação de mudas. Este efluente sintético foi adicionado nas caixas com uma periodicidade quinzenal e sua composição está na Tabela 1. As massas eram pesadas em mg, de acordo com o volume pretendido para alimentar as caixas, e este volume era multiplicado pela massa.

**Tabela 1: Composição do efluente sintético.**

<b>Composto</b>	<b>Concentração (mg/L)</b>
Fosfato Monopotássico (P 2 O 5. K 2 O)	34
Nitrato de magnésio (Mg(NO 3 ) 2 )	185,6
Nitrato de cálcio (Ca(NO 3 ) 2 )	21
Ureia ((NH 2 ) 2 CO)	12
Cloreto de amônia (NH 4 Cl)	60

Elas eram observadas semanalmente sendo retirada uma parte da biomassa de lemnas com uma peneira simples de forma aleatória.

O manejo adequado de Lagoas de Lemnas necessita de remoção sistemática do excesso de biomassa (LANDESMAN et al., 2005<sup>4</sup>; DRIEVER et al., 2005<sup>5</sup> apud MOHEDANO, 2005).

No início do projeto, as lemnas foram retiradas da caixa de cultivo utilizando uma peneira, para que o excesso de água fosse drenado, em seguida pesou-se a massa de lemnas e posteriormente foram introduzidas no sistema experimental para cobrir 80% da área superficial. Foram colocadas 0,144 gramas de lemnas (peso úmido), o que correspondeu a uma densidade de 0,98 g/m<sup>2</sup>.

<sup>4</sup> LANDESMAN, L., PARKER N. C., FEDLER C. B., KONIKOFF, M. Modeling Duckweed Growth In Wastewater Treatment Systems. **Livestock Research for Rural Development**. 17 (6). 2005

<sup>5</sup> DRIEVER, S. M. EGBERT, V. N. H., ROIJACKERSR. M. M. Growth Limitation of Lemna Minor due to High Plant Density **Aquatic Botany**. 81(3) p 245-251. 2005

#### 4.6 ROTINA DE COLETAS DE ANÁLISES

O monitoramento da eficiência do sistema foi feito considerando a coleta de efluente por amostragem simples na entrada e na saída da Lagoa Experimental. Duas vezes na semana (segundas e sextas) era feita a coleta e as amostras eram encaminhadas ao Laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da UTFPR-LD, Todos os procedimentos analíticos (Quadro 5) foram feitos segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

**Quadro 5: Parâmetros, métodos analíticos a serem empregados e periodicidade de coleta de amostras.**

Parâmetros	Unidades	Frequências	Procedimento nº.
pH	-	2 x semanal	4500-H <sup>+</sup> B
Alcalinidade Total	Mg CaCO <sub>3</sub> /L	2 x semanal	2320 B
Nitrogênio Total de Kjeldahl	mg/L	2 x semanal	4500-N B
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	2 x semanal	4500-NH <sub>3</sub> D
Nitrato	mg/L	2 x semanal	4500-NO <sub>3</sub> B
DQO <sub>bruta</sub>	mg/L	2 x semanal	5220 D

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados e discutidos os dados adquiridos durante o período do estudo realizado para analisar a capacidade de remoção de nitrogênio e outros parâmetros em uma lagoa experimental de lemnas em escala de bancada. O projeto aconteceu entre maio e junho de 2016, totalizando sete coletas. Para o processamento e organização dos dados foram utilizados os softwares Matlab e Excel.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE BRUTO

A Tabela 2 contém os parâmetros analisados do afluente empregado na operação do sistema:

**Tabela 2: Característica do afluente introduzido na Lagoa de lemnácea experimental.**

Data	NTK (mg/L)*	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	Nitrato (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	Alcalinidade Parcial (mg/L)	Alcalinidade Total (mg/L)
16/mai	33,96	30,24	0,68	28,65	8,54	7,90	189,70
20/mai	34,38	30,58	0,56	23,67	8,42	7,30	193,20
23/mai	34,02	30,35	0,56	23,67	8,42	4,10	151,70
30/mai	40,88	37,86	0,48	61,07	8,16	0,00	221,70
03/jun	42,53	39,31	0,47	28,66	8,47	5,70	225,50
06/jun	43,34	38,56	0,41	28,66	8,60	11,60	225,40
10/jun	51,16	38,61	0,50	106,88	8,73	17,80	223,40
<b>Média</b>	40,04	35,07	0,52	43,04	8,48	7,77	204,37

Observa-se que valores os de DQO foram determinados a partir da uma curva de calibração onde a concentração mínima era de 80mg/L. Assim os valores de DQO abaixo desse valor foram estimados a partir equação da reta de calibração não sendo muito precisos. No entanto, considerando o nível acadêmico desse trabalho eles foram considerados nas respectivas discussões dos resultados encontrados. A DQO média no

afluente foi de 43,04 mg/L e apresentou valor máximo de 106,88 mg/L e mínimo de 23,67 mg/L.

Os valores de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) variaram entre 33,96 mg/L e de 51,16 mg/L, com média de 40,04 mg/L, enquanto o Nitrogênio Amoniacal apresentou uma variação entre 30,24 mg/L e 39,31 mg/L, respectivamente, com concentração média de 35,7 mg/L, mantendo coerência com os valores apresentados no Quadro 3.

Os valores das cargas aplicadas em NTK e nitrogênio amoniacal estão apresentados na Tabela 3:

**Tabela 3: Cargas diárias aplicadas na lagoa experimental.**

<b>Data</b>	<b>Carga aplicada de NTK (Kg/ha.d)</b>	<b>Carga aplicada de N. Amoniacal (Kg/ha.d)</b>
<b>16/mai</b>	23,69	21,09
<b>20/mai</b>	23,98	21,33
<b>23/mai</b>	23,73	21,17
<b>30/mai</b>	28,51	26,41
<b>03/jun</b>	29,67	27,42
<b>06/jun</b>	30,23	26,90
<b>10/jun</b>	35,69	26,93
<b>Média</b>	23,69	24,46

A carga superficial aplicada de nitrogênio amoniacal havia sido estimada em 25,63 Kg/ha.d, valor muito próximo do real aplicado, que foi uma média de 24,46 Kg/ha.d.

## 5.2 AVALIAÇÃO DO SISTEMA

### MATÉRIA ORGÂNICA

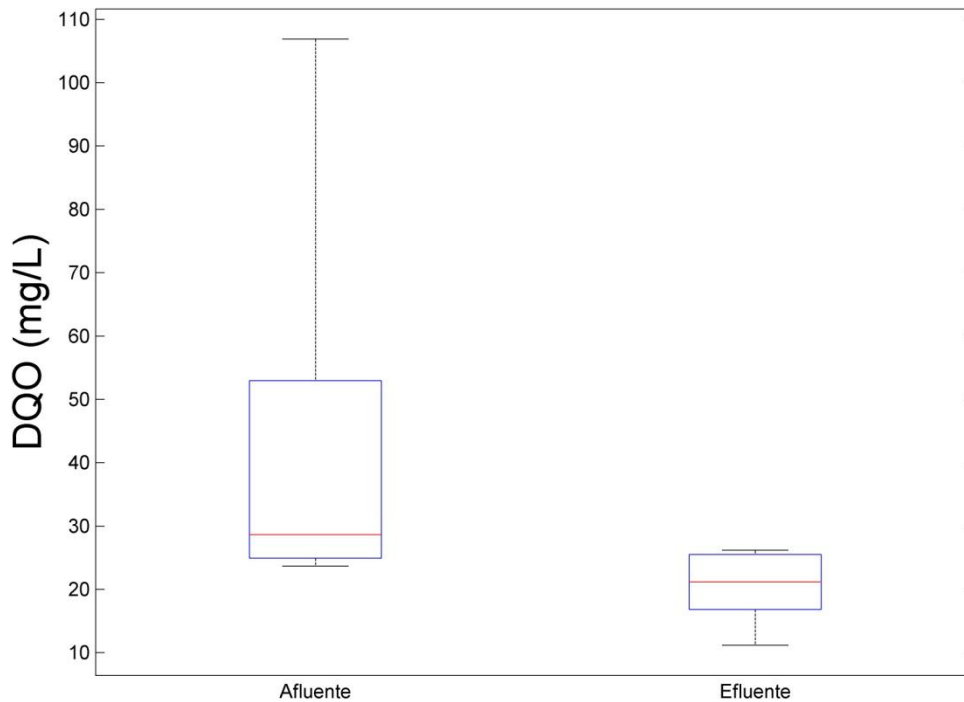
Na Tabela 4 é possível visualizar valores de concentração de DQO afluente e efluente do sistema, respectivamente, bem como eficiência de remoção:

**Tabela 4: Concentração de DQO afluente e efluente à lagoa experimental e eficiência de remoção.**

<b>Data</b>	<b>DQO afluente (mg/L)</b>	<b>DQO efluente (mg/L)</b>	<b>E. de remoção (%)</b>
<b>16/mai</b>	28,65	16,19	43,49
<b>20/mai</b>	23,67	23,67	0
<b>23/mai</b>	23,67	11,20	52,68
<b>30/mai</b>	61,07	26,16	57,16
<b>03/jun</b>	28,66	18,68	34,82
<b>06/jun</b>	28,66	21,17	26,13
<b>10/jun</b>	106,88	26,15	75,53
<b>Média</b>	43,04	20,46	41,40

Um gráfico tipo box-plot (Figura 9) foi construído para análise da dispersão dos resultados encontrados nessa fase do projeto (start up).





**Figura 9: Gráfico boxplot para as concentrações de DQO do afluente e efluente.**

**Fonte: Próprio autor.**

O efluente apresentou uma concentração média de 20,46 mg/L, concentração máxima de 26,16 mg/L e mínima de 11,20 mg/L, demonstrando baixa dispersão em relação ao afluente, que apresentou valores variando entre 26,67 mg/L e 106,88 mg/L.

Na Figura 10 é possível ver a variação temporal das concentrações de DQO, na entrada e saída, respectivamente, do sistema enquanto que na Figura 11 a variação da eficiência de remoção durante o período experimental.

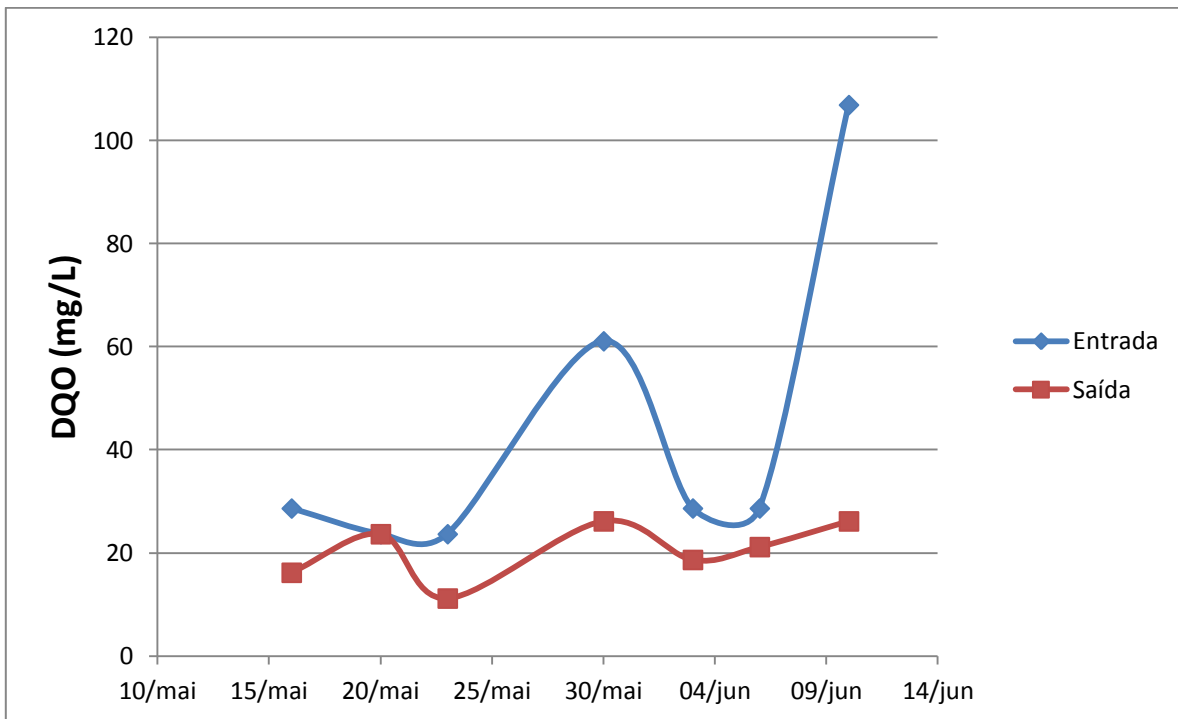


Figura 10: Série temporal de concentração de DQO para entrada e saída do sistema.

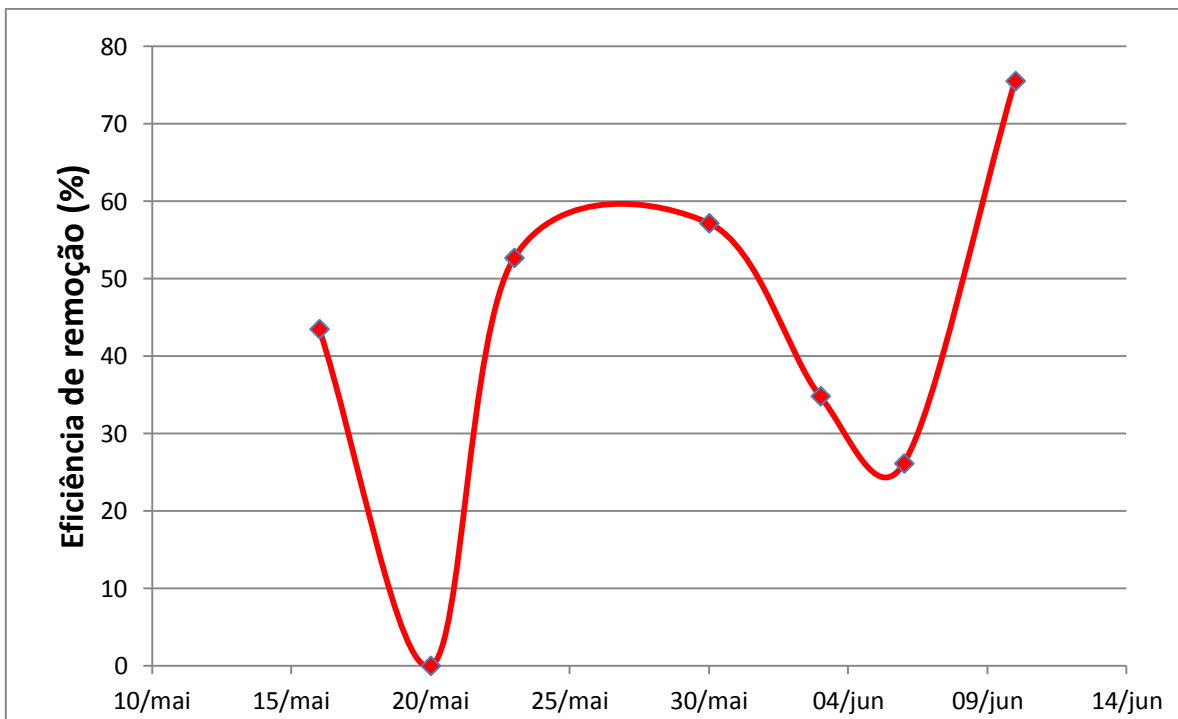


Figura 11: Gráfico de eficiência de remoção de DQO da lagoa experimental.

A maior eficiência de remoção (75,53%) aconteceu no dia 10 de junho e foi também o dia em que a entrada e saída apresentaram as maiores concentrações. Essa eficiência, mesmo que baixa, foi provavelmente devida ação de mecanismos físicos de remoção (como a sedimentação de sólidos suspensos) e microbiológicos (de microrganismos aderidos no sistema radicular das lemnas).

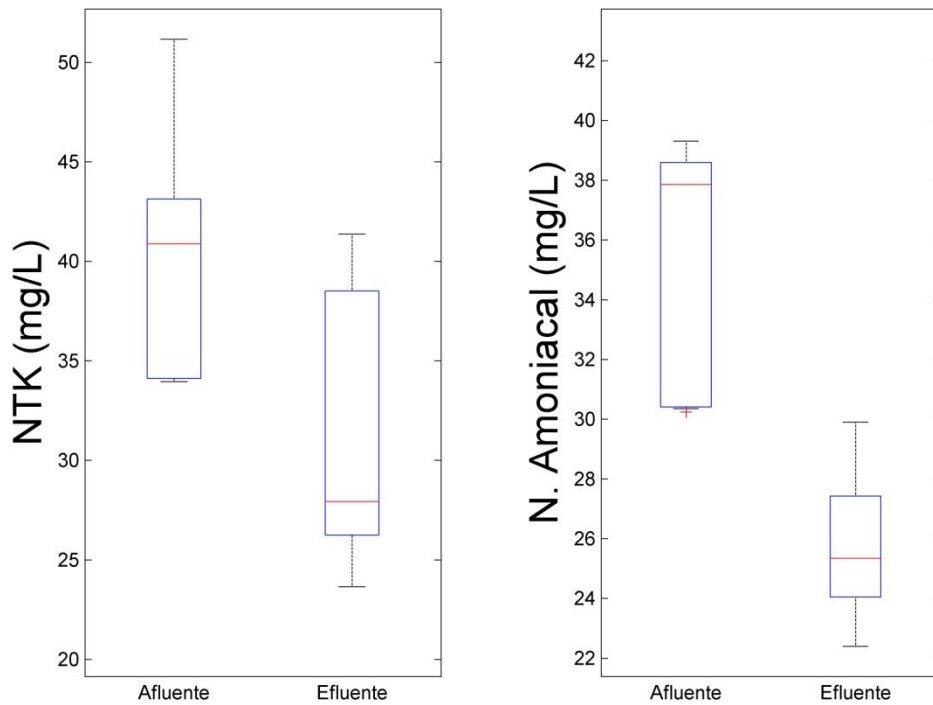
## NITROGÊNIO

As concentrações de NTK e Nitrogênio Amoniacal (Tabela 5) apresentaram média de 40,04 mg/L e 35,07 mg/L, respectivamente, para o efluente e 31,01 mg/L e 25,79 mg/L, respectivamente, para o afluente do sistema.

**Tabela 5: Concentração de NTK e nitrogênio amoniacal do efluente e afluente.**

Data	NTK (mg/L)		N. Amoniacal (mg/L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
16/mai	33,96	29,99	30,24	27,21
20/mai	34,38	26,63	30,58	24,19
23/mai	34,02	26,12	30,35	24,00
30/mai	40,88	23,66	37,86	22,40
03/jun	42,53	27,94	39,31	25,34
06/jun	43,34	41,38	38,56	27,50
10/jun	51,16	41,35	38,61	29,90
<b>Média</b>	40,04	31,01	35,07	25,79

Foi feito um gráfico boxplot (Figura 12) para observar a dispersão dos dados de concentração de NTK e  $\text{NH}_4^+$ .



**Figura 12: Boxplot para a variação da concentração de NTK e Nitrogênio amoniacal.**

As concentrações de NTK mostraram maior dispersão se comparadas com os valores de nitrogênio amoniacal. O afluente apresentou máxima concentração de 51,16 mg/L e mínima de 33,96 mg/L, enquanto o efluente variou entre 23,66 mg/L e 41,38 mg/L.

O nitrogênio amoniacal apresentou concentração máxima e mínima no afluente de 39,31 mg/L e 30,24 mg/L, respectivamente. O efluente se comportou com uma menor dispersão, apresentando valor máximo de 29,90 mg/L e mínimo de 22,40 mg/L.

As figuras 13 e 14 apresentam, respectivamente, variação temporal das concentrações de NTK e N. Amoniacal para entrada e saída do sistema.

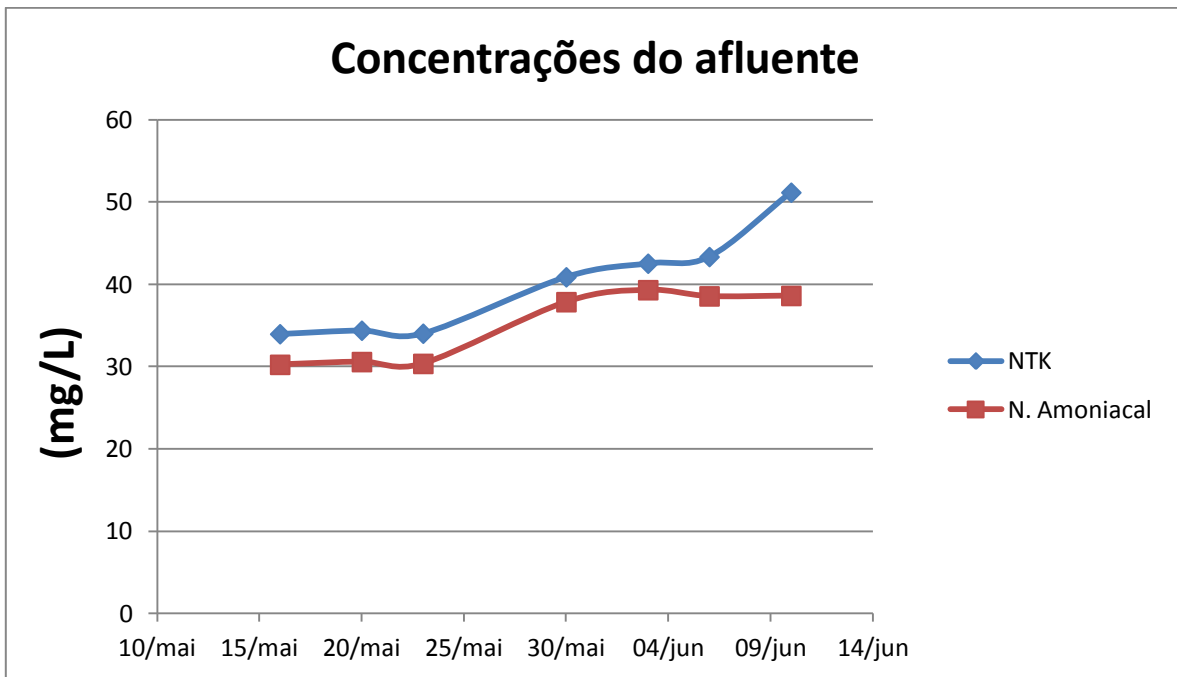


Figura 13: Variação temporal das concentrações do afluente.

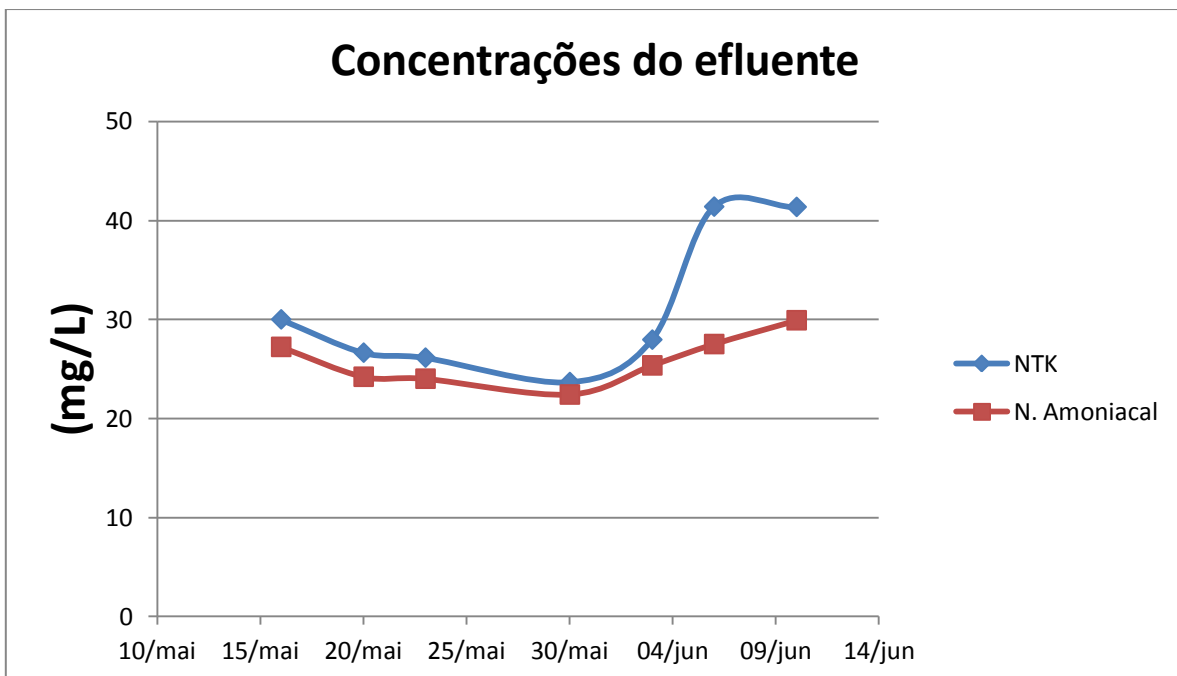


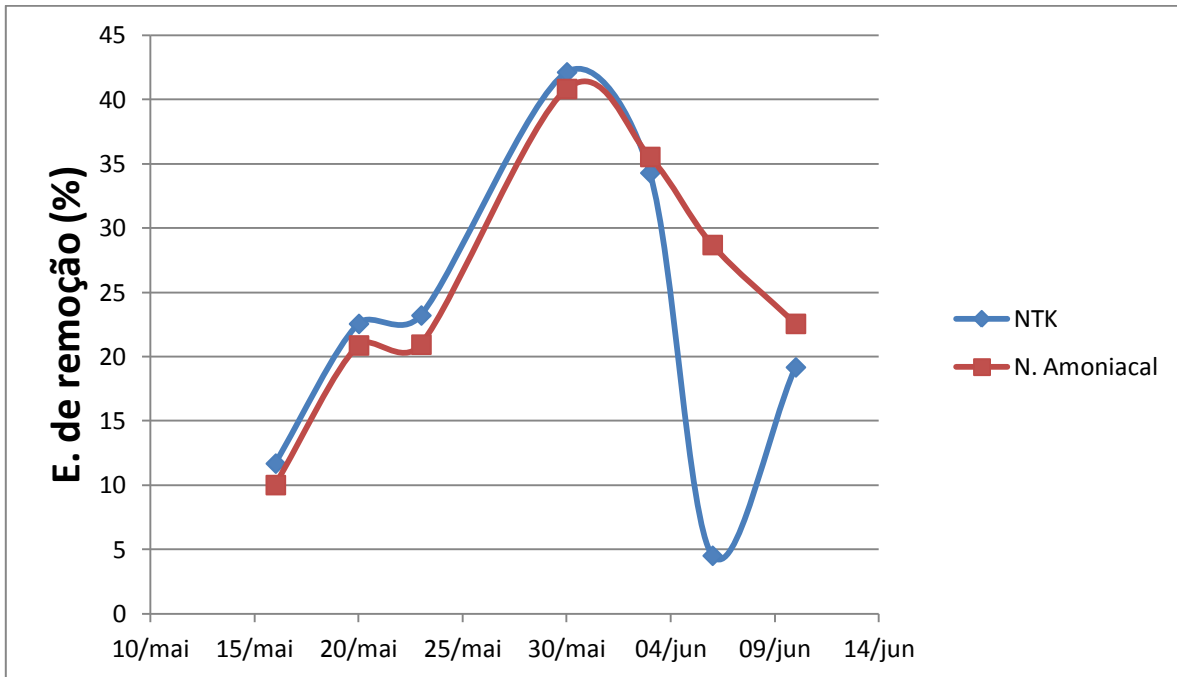
Figura 14: Variação temporal das concentrações do efluente.

Ao analisar as informações das figuras 13 e 14, percebe-se que as curvas de concentrações do afluente e efluente apresentam um comportamento bem semelhante ao longo do tempo de estudo. Esse resultado revela baixo percentual de nitrogênio orgânico no nitrogênio total, o que é bem característico para efluente de lagoas facultativas e de lemnáceas.

Os valores médios de eficiência de remoção (Tabela 6) foram de 22,51% para NTK e 25,64% para N. Amoniacal, atingindo maior eficiência no dia 30 de maio, onde ocorreu remoção de 42,12% e 40,83% para NTK e N. amoniacal, respectivamente. A Figura 15 apresenta a variação temporal da eficiência de remoção de NTK e N. Amoniacal.

**Tabela 6: Valores de eficiência de remoção (%) de NTK e N. Amoniacal.**

<b>Data</b>	<b>E. de remoção NTK (%)</b>	<b>E. de remoção N. Amoniacal(%)</b>
<b>16/mai</b>	11,69	10,02
<b>20/mai</b>	22,56	20,88
<b>23/mai</b>	23,21	20,94
<b>30/mai</b>	42,12	40,83
<b>03/jun</b>	34,30	35,54
<b>06/jun</b>	4,52	28,69
<b>10/jun</b>	19,18	22,56
<b>Média</b>	22,51	25,64



**Figura 15: Eficiência de remoção de NTK e N. Amoniacal da lagoa experimental.**

Segundo Caicedo (2005), existem quatro vias principais de remoção do nitrogênio em lagoas de lemneceas: volatilização da amônia, a sedimentação, a desnitrificação e a incorporação pela biomassa (de lemnas e bacteriana).

O nitrogênio amoniacal é absorvido com maior facilidade pelas lemnas, principalmente em pH próximos da neutralidade. A incorporação direta do nitrogênio pela biomassa de lemnas é a maior responsável pela remoção deste nutriente, visto que a eliminação do nitrogênio pela volatilização da amônia ocorre em pH acima de 9, valor nunca encontrado no sistema (tabela 8).

A Tabela 7 apresenta as concentrações de nitrato no afluente e na saída da lagoa experimental (efluente).

Tabela 7: Concentrações de nitrato para afluente e efluente da lagoa experimental.

Data	Conc. Afluente (mg/L)	Conc. Efluente (mg/L)
16/mai	0,68	0,93
20/mai	0,56	1,85
23/mai	0,56	2,27
30/mai	0,48	2,57
03/jun	0,47	3,11
06/jun	0,41	2,13
10/jun	0,50	2,30
<b>Média</b>	0,50	2,17

Ao observar a Tabela 7 percebe-se que ocorreu um aumento na concentração do nitrato, evidenciando a ocorrência da nitrificação. Os valores médios encontrados são muito baixos, 0,50 mg/L no afluente e 2,17 mg/L no efluente, o que corrobora com o fato de ser baixa a nitrificação, pois ela ocorre na faixa mais próxima da superfície, onde se encontra a maior concentração de oxigênio dissolvido. Como a lagoa experimental não possui grande área superficial (0,1491 m<sup>2</sup>), a concentração disponível de oxigênio será baixa, desfavorecendo os processos de nitrificação.

#### pH e ALCALINIDADE

O pH é um grande limitante da forma em que o nitrogênio estará disponível na água e já apresentamos dados que nos mostram que a maioria do nitrogênio no sistema experimental está na forma de amônia livre. Segundo Von Sperling (1996) para pH na faixa de 8 a 9,5, aproximadamente 50% do nitrogênio está na forma de amônia livre.

A Tabela 8 traz os valores de pH medidos no afluente e efluente, e a Figura 16 apresenta a variação temporal do pH durante o período experimental.



Tabela 8: Valores de pH para cada dia de análise.

Data	pH afluente	pH efluente
16/mai	8,54	8,50
20/mai	8,42	8,50
23/mai	8,42	8,46
30/mai	8,16	7,96
03/jun	8,47	8,46
06/jun	8,60	8,42
10/jun	8,73	8,40
<b>Média</b>	<b>8,48</b>	<b>8,39</b>

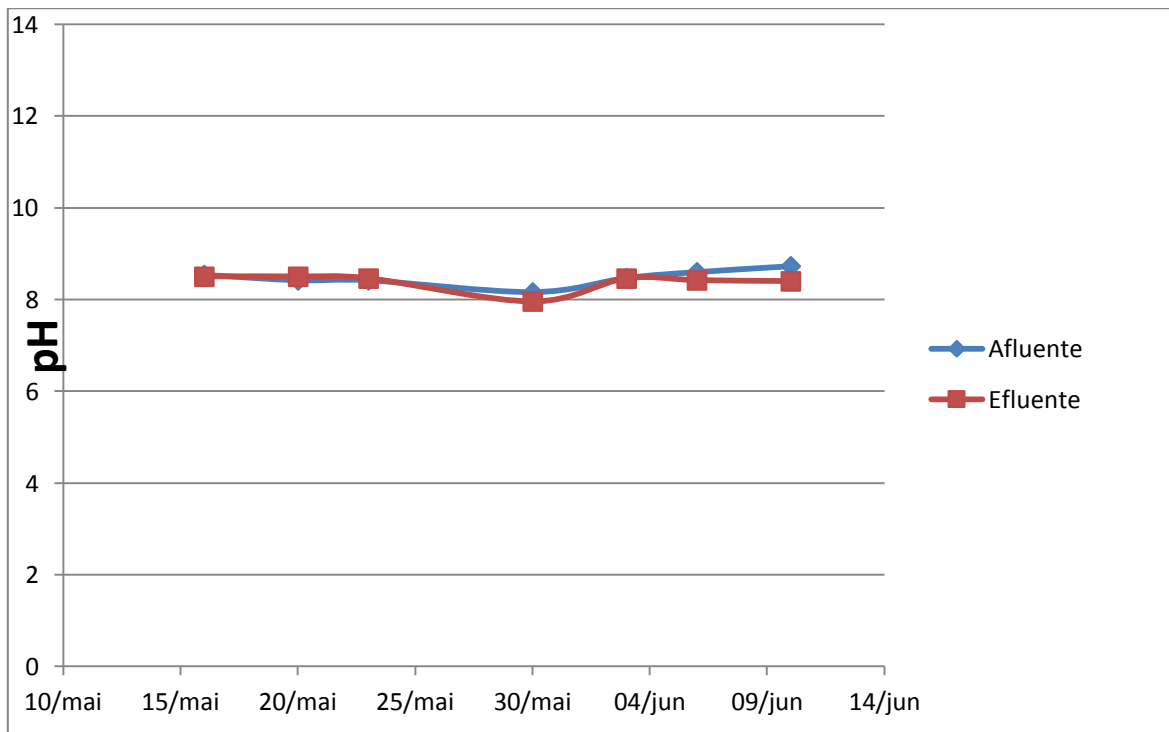


Figura 16: Variação temporal do pH para o afluente e efluente da lagoa experimental.

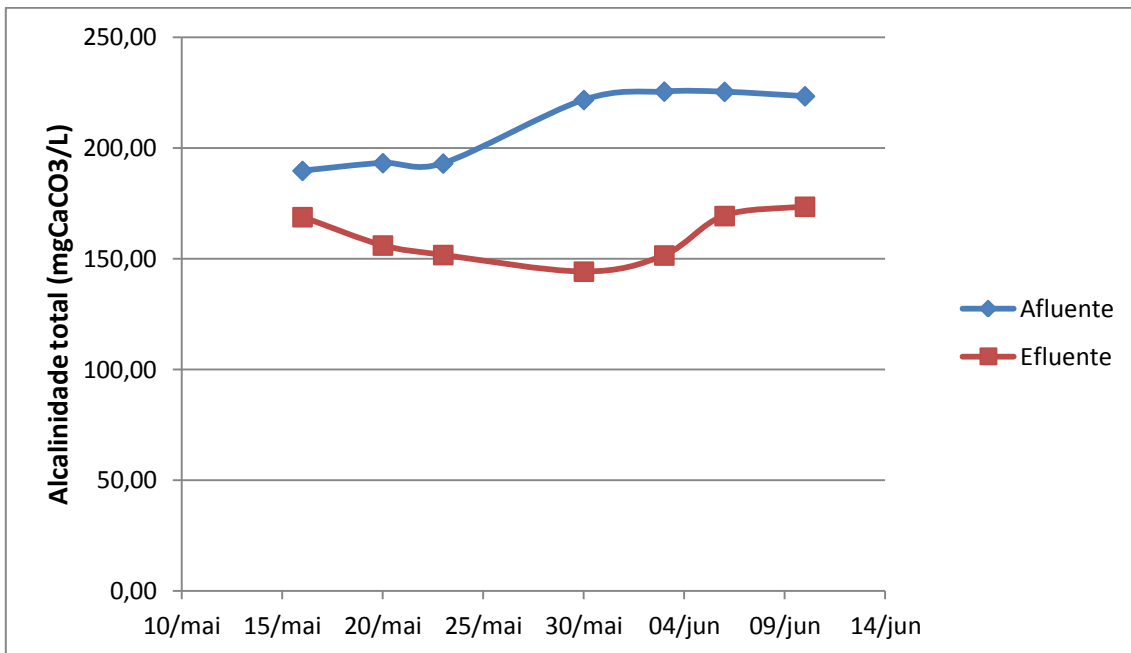
Os valores de pH se mantiveram muito próximos, com um pH médio de 8,48 para o afluente e pH médio de 8,39 para o efluente, levemente básicos. Esses valores reforçam a discussão sobre a forma de nitrogênio mais presente no sistema.

Na Tabela 9 apresentam-se os valores de alcalinidade parcial e total para o afluente e efluente.

**Tabela 9: Alcalinidade parcial e total para afluente e efluente do sistema.**

Data	Alcalinidade parcial (mgCaCO <sub>3</sub> /L)		Alcalinidade total (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
<b>16/mai</b>	7,90	6,90	189,70	168,80
<b>20/mai</b>	7,30	5,50	193,20	156,00
<b>23/mai</b>	4,10	7,20	193,00	151,70
<b>30/mai</b>	0,00	0,00	221,70	144,20
<b>03/jun</b>	5,70	4,50	225,50	151,50
<b>06/jun</b>	11,60	3,60	225,40	169,30
<b>10/jun</b>	17,80	4,00	223,40	173,50
<b>Média</b>	7,77	4,53	204,37	165,19

Os valores de alcalinidade parcial são irrelevantes se comparado com os valores de alcalinidade total, isso nos permite dizer então que a maioria da alcalinidade é proveniente de carbonatos e uma menor fração proveniente de bicarbonatos. A Figura 17 apresenta o gráfico de variação temporal da alcalinidade total.



**Figura 17: Variação temporal da alcalinidade total do afluente e efluente.**

A alcalinidade média total do afluente foi de 204,37 mgCaCO<sub>3</sub>/L, com concentração mínima de 189,70 mgCaCO<sub>3</sub>/L e máxima de 225,50 mgCaCO<sub>3</sub>/L, para o efluente, uma alcalinidade total média de 165,19 mgCaCO<sub>3</sub>/L, variando de 144,20 mgCaCO<sub>3</sub>/L até 173,50 mgCaCO<sub>3</sub>/L. A discreta redução da alcalinidade no efluente pode ser atribuída devido a respiração e a fotossínteses, que consomem o íon carbonato em seus processos.

### 5.3 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA

Na inicialização do sistema experimental, 0,144 g de matéria úmida de lemnas foram introduzidas, proporcionando um recobrimento de aproximadamente 80% da área utilizada e uma densidade de 0,98 g/m<sup>2</sup>. Ao final do experimento, as lemnas foram recolhidas e pesadas, o peso úmido final foi de 0,218 g com uma densidade de 1,46 g/m<sup>2</sup>, conferindo um aumento da densidade de biomassa de lemnas no sistema de quase 50%. Um fator importante para o crescimento das lemnas é a Atividade

Fotossinteticamente Ativa (PAR – Photosynthetically Active Radiation), que deve ser acima de  $100 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^{-1}$  conforme citado no item 4.4. A Tabela 10 contém os valores medidos de PAR durante os três últimos dias de funcionamento do sistema experimental em três horários do dia. Apenas os valores para o fim da tarde foram menores de  $100 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^{-1}$ , mostrando que as condições eram favoráveis para a proliferação das lemnas.

**Tabela 10: Valores de Atividade Fotossinteticamente Ativa medidos no sistema experimental.**

<b>Atividade Fotossinteticamente Ativa (<math>\mu\text{mol}/\text{m}^2\text{s}^{-1}</math>)</b>			
<b>Data/período</b>	<b>Manhã</b>	<b>Meio dia</b>	<b>Fim de tarde</b>
<b>08/jun</b>	132	487	63
<b>09/jun</b>	114	540	54
<b>10/jun</b>	128	445	48

Para analisar a sanidade das lemnas, foi utilizada a metodologia de Mohedano (2010) onde são analisadas imagens de plantas com cores padrão com o auxílio do software Corel Draw que determinou tons de cores para o estado da planta. Através dessas imagens, 8 cores foram definidas e numeradas, variando de 1 para o verde mais escuro (plantas padrão) até 6, para as frondes mais amareladas. O valor 7 foi atribuído para plantas mortas (totalmente brancas) e o valor 8 para as plantas infestadas por fungos (cinza).

Na Figura 18 está a paleta de cores utilizada para avaliar a saúde das lemnas, o estado de sanidade atribuído a cada cor e o número da cor.






Estado de sanidade	Numero da Cor	Escala de cores
Ótimo	1 e 2	
Bom	3	
Regular	4 e 5	
Ruim	6	
Mortas	7 e 8	

Figura 18: Atribuição de números e cor para o estado de sanidade das lemnas.

Fonte: Mohedano, 2010.

Foi retirada uma amostra de lemnas ao final do período experimental para avaliação do estado de sanidade utilizando a paleta de cores. Na Figura 19 uma fotografia da amostra coletada é apresentada

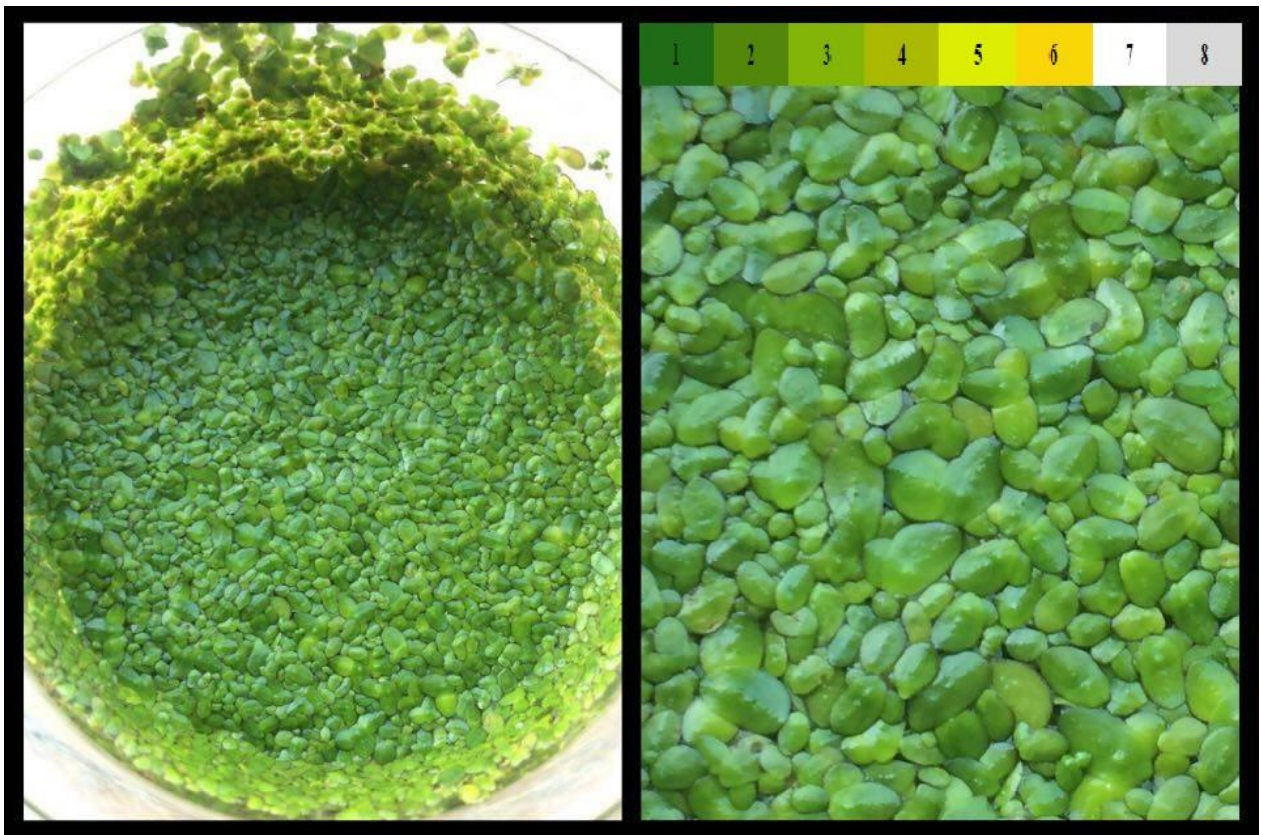
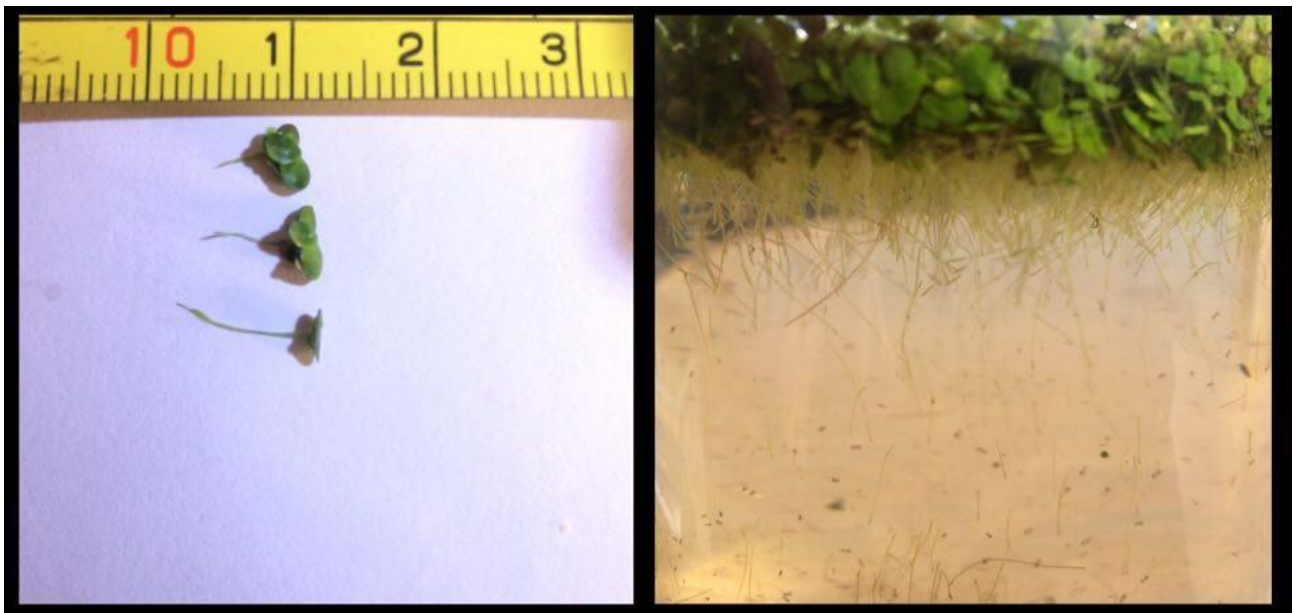


Figura 19: Imagem de amostra de lemnas para avaliação de sanidade através de paleta de cores.

Fonte: Autoria própria.

Fazendo a comparação da cor das lemnas com a paleta de cores, percebe-se a predominância das cores 2 e 3, sendo possível notar a presença da cor 1 também, porém em menor quantidade. Durante todo o período experimental e nem na amostra de lemna ocorreu a presença das cores 7 e 8, que significa a morte da lemna. Com essa análise se pode determinar que o estado de sanidade das lemnas foi de bom para ótimo.

A Figura 20 nos em detalhe alguns comprimentos de raízes e um conjunto de lemnas.



**Figura 20: Avaliação do comprimento de algumas raízes de lemnas.**

Quando analisado apenas três indivíduos percebe-se uma considerável variação no tamanho das raízes, com a menor tendo aproximadamente 5 mm e a maior aproximadamente 10 mm. Na outra imagem se pode perceber uma certa padronização do tamanho das raízes, porém fica difícil afirmar isto devido a imensa quantidade de raízes, inclusive em suspensão.

Mohedano (2010) encontra uma correlação negativa entre a concentração de nitrogênio amoniacal e comprimento das raízes, ou seja, raízes menores pode significar maior concentração de amônia no afluente. Ficou difícil a análise do comprimento da

raiz devido ao tamanho das lemnas e a precisão da fotografia e do equipamento utilizado.

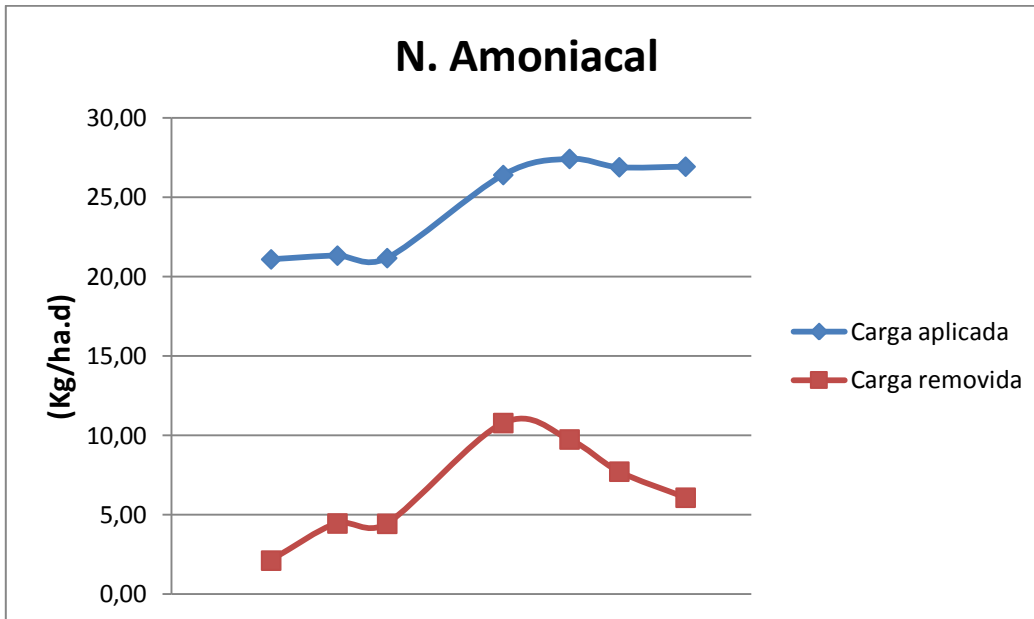
#### 5.4 PARÂMETROS DE PROJETO

Através das cargas superficiais removidas, consegue-se estimar uma área para uma lagoa em tamanho real dadas as condições operacionais adotadas (TDH e Carga em Nitrogênio Amoniacal aplicada). É possível visualizar na Tabela 11 os valores de carga superficial removida e aplicada para NTK e N. Amoniacal.

**Tabela 11: Cargas aplicadas, de saída e removidas (Kg/ha.d) de N. Amoniacal e NTK.**

Data	N. Amoniacal(Kg/ha.d)		NTK(Kg/ha.d)			
	Carga aplicada	Carga de saída	Carga removida	Carga aplicada	Carga de saída	Carga removida
16/mai	21,09	18,98	2,11	23,69	20,92	2,77
20/mai	21,33	16,87	4,45	23,98	18,57	5,41
23/mai	21,17	16,74	4,43	23,73	18,22	5,51
30/mai	26,41	15,62	10,78	28,51	16,50	12,01
03/jun	27,42	17,68	9,75	29,67	19,49	10,17
06/jun	26,90	19,18	7,72	30,23	28,86	1,37
10/jun	26,93	20,86	6,08	35,69	28,84	6,84
<b>Média</b>	24,46	17,99	6,47	27,93	21,63	6,30

Foi feito o gráfico de variação temporal das cargas aplicadas e removidas do sistema para o nitrogênio amoniacal (Figura 21).



**Figura 21: Variação temporal das cargas superficiais aplicadas e removidas de N. Amoniacal.**

Para estimar uma área de projeto, utilizou-se a concentração média da carga de saída de nitrogênio amoniacal (17,99 Kg/ha.d), junto com os dados das características da lagoa facultativa da ETE São Lourenço e aplicaremos na Equação 2.

$$\text{área} = \frac{Q \cdot c}{\varphi} \quad \text{Equação (02)}$$

Onde:

$\varphi$  = carga superficial de saída (Kg/ha d)

Q = vazão média da ETE São Lourenço em m<sup>3</sup>/dia

C= concentração de N-NH<sub>3</sub><sup>-</sup> do efluente da ETE São Lourenço (mg/L)

Área = área superficial da lagoa (hectare)

Para que uma lagoa em tamanho real promova a mesma carga superficial removida que a lagoa experimental, ela precisará de uma área de 4,08 ha, que é totalmente inviável. Isso pode ocorrer devido ao sistema ainda estar em start up e a



melhoria em parâmetros de projeto como TDH (aumento para 20 dias) podem melhorar os resultados.

A diminuição da vazão também causaria uma redução na área requerida para um sistema de polimento, fazendo com que o tempo de detenção hidráulica (TDH) aumente conseqüentemente. Segundo Mohedano (2010) o TDH exerce maior influência na eficiência do sistema do que a profundidade, em um estudo em que ele operou duas lagoas de lemnáceas variando a profundidade (40 e 70cm) e o TDH (entre 12 e 21 dias). O TDH utilizado neste estudo foi de aproximadamente 10 dias e foi considerado um fator muito influente para os valores de eficiência de remoção dos parâmetros analisados.

## 6.CONCLUSÃO

O experimento conduzido que tem como objetivo principal avaliar a eficiência que uma lagoa de lemnas tem na remoção, principalmente de carga nitrogenada, demonstrou ser bastante eficiente apresentando uma eficiência de remoção média para NTK e nitrogênio amoniacal de 22,51% e 25,64%.

Outro parâmetro analisado foi a eficiência de remoção de DQO, que apresentou uma média de 41.40% chegando a relatar máxima eficiência de 75,53%. Estes resultados são satisfatórios visto que a nossa lagoa possui uma área bem pequena (0,1491 m<sup>2</sup>) que impede uma grande formação de biomassa de lemnas, e por isso seria aconselhável utilizar um TDH maior do que 10 dias para lagoas experimentais de bancada, proporcionando maior tempo de contato das lemnas com o efluente.

A área encontrada como parâmetro de projeto foi inviável, devido ao fato de que os valores de carga removida na lagoa experimental foram muito baixo quando colocado na equação para o cálculo da área, pois os outros parâmetros utilizados como vazão e concentração de nitrogênio, são referentes a uma estação de tratamento de escala real. Por isso o valor de carga removida médio é considerável bom para nosso estudo, e a área de parâmetro poderia ser diminuída com o aumento da carga removida ou melhoria dos parâmetros (TDH por exemplo).

Durante todo o período do experimento, a biomassa de lemnas apresentou comportamento excelente, evidenciando um aumento de quase 50% de biomassa e um estado de sanidade vegetal entre bom e ótimo. Considerando os resultados obtidos em uma escala de bancada, a implantação de uma lagoa de lemnas é uma unidade viável para o polimento de efluente, principalmente na redução do nitrogênio.

## 7. REFERÊNCIAS

ALAERTS, G.; MAHBUBAR, R.; KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research** **30** (4), 843-852. 1996.

ANA (Agência Nacional de Águas). **A água no planeta para crianças: Água, Meio Ambiente e Vida (Crianças Criativas) – SRH/MMA**. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Águas – ANA/ Superintendência de Informações Hidrológicas – SIH/ANA, 2005.

ARANA, L. V..**Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis, Ed. UFSC,116p. 1997.

AWUAH, E. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte-and algal-based domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**. **44**: (6): 11-18p.2001. AYZA, S. C. & AKCA, L. Treatment of wastewater by

BACH, A. O. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO<sub>2</sub>**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2013

BENJAWAN, L. KOOTTATEP, T. Nitrogen remove in recirculation duckweed ponds system. **Water Science and Technology**. **55** (11) 103-110p. 2007.

BASTOS, R. K.X. 2003. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267p. Projeto PROSAB.

BRASIL. Lei nº 9.433 – 8 jan. 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da União, Brasília, Seção 1, 9 jan. 1997. p. 470.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/11, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, 16 de maio de 2011, p. 89.

BRASIL, Lei Federal. 6938/81 31 de agosto de 1981. **Política Nacional de Meio Ambiente**, 1981.

BRIX, H., and SCHIERUP, H., H. **Sewage treatment in constructed reed beds – Danish experiences.** Wat. Sci. Tech., Brighton, 21:1665-1668, 1989.

CAICEDO, J.R. **Effect of Operational Variables on Nitrogen Transformations in Duckweed Stabilization Ponds.** Tese. Delft, The Netherlands. 163pp. 2005.

CEDERGREEN, N. AND T. V. MADSEN. **"Nitrogen uptake by the floating macrophyte *Lemna minor*."** New Phytol 155(2): 285-292. 2002.

COSSU, .R.; HAARSTED, K.; LAVAGNIOLO, C. M LITTRRU, P. **Removal of Municipal Solid WasteCOD and NH4 by phyto-reduction.** Ecological Engineering (16) 459-470,2001.

CROSS, J.W. 2006.**The charms of duckweed.** Disponível em: <<http://www.mobot.org/jwcross/duckweed/duckweed.htm>> Acesso em: Out. 2015.

CULLEY, D.D.; REJMANKOVA, E.; KVET, J.; FRYE, J.B.. **Production, chemical quality and the use of duckweeds (Lemnaceae) in aquaculture, waste management, and animal feeds.** J. World Maricul. Soc. 12(2):27-49,1981.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FARIAS, T. Q. **Aspectos gerais da política nacional do meio ambiente: comentários sobre a Lei nº 6.938/81.** Âmbito Jurídico, Rio Grande, v. 9, n. 35, 2006.  
FIGUEIRÉDO, M. C. B. D., TEIXEIRA, A. S., ARAÚJO, L. D. F. P., ROSA, M. F., PAULINO, W. D., MOTA, S., & ARAÚJO, J. C. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização.** *Eng. sanit. ambient*, 12(4), 399-409. 2007.

FERNÍCOLA, N.G.G. de; AZEVEDO, F. A. de. **Metemoglobinemia e nitrato nas águas.** *Rev. Saúde públ.* S. Paulo, 15:242-8, 1981.

IQBAL, S. 1999. **Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries.** SANDEC Report No 6/99, EAWAG/SANDEC, Duebenderf, Switzerland, 91pp.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domesticos**. Rio de Janeiro, ABES. 1995.

KÖRNER, S.; DAS, S.K.; VEENSTRA, S.; VERMAAT, J.E. **The effect of pH variation at the ammonium/ammonia equilibrium in wastewater and its toxicity to *Lemna gibba***. *Aquatic Botany*(71): 71-78. 2001.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J. E. **The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater**. *Water Research*, v. 32, n. 12, p. 3651–3661, 1998.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. **The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater**. *Water Research*: 32 (10) 3092-3098.1998.

KRISHNA, K.C. B; POLPRASERT, C. **An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system**. *ecological engineering*, v. 34, n. 3, p. 243-250, 2008.

LALAU, C. M. **Uso de Macrófitas Lemnáceas como Organismo- Teste em Avaliações Toxicológicas**. Florianópolis, 2010, 72p. Trabalho de Conclusão de Curso- Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.

LANDOLT, E. & KANDELER. **The family of lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography. In Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae)**. *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH. Zürich*. Stiftung Ruebel, Vol 4, n.95: 638pp.1987.

LANDOLT, E. **The family of lemnaceae – a monographic study**. *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH. Zürich*, Band 71:566 pp. 1986.

METCALF & EDDY. —**Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse**”. 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 1334p.1991.

METCALF, Eddy. Inc., **Wastewater Engineering, Treatment and Reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: Diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2013**. p. 181, 2014.

MOHEDANO, R. D. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*landoltia punctata*) no polimento do efluente de suinocultura e na fixação de carbono.** p. 270, 2010.

MOHEDANO, R.A. **Tratamento de efluente e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*O.niloticus*), através da macrófita aquática *Lemna valvidiana* (lemnaceae) – Uma contribuição para a sustentabilidade da aqüicultura,** Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis, 78pp. 2004.

ORON, G. **Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production.** Agricultural Water Management, v. 26, n. 1-2, p. 27–40, 1994.

ORON, G.; PORATH, D.; JANSEN, H.. **Performance of the duckweed species *Lemna gibba* on municipal wastewater for effluent renovation and protein production.** Biotechnology and bioengineering, v. 29, n. 2, p. 258-268, 1987.

PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE LONDRINA – PR. DIAGNÓSTICO – 2008/2009. Disponível em:<  
[http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico\\_londrina\\_completo\\_corrigido29out09.pdf](http://www.londrina.pr.gov.br/dados/images/stories/Storage/gabinete/PMSB/diagnostico_londrina_completo_corrigido29out09.pdf)> Acesso em : Out. 2015.

POTT, V. J. e CERVI A. C. **A família Lemnaceae Gray no Pantanal (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), Brasil.** Revista Brasileira de Botânica, São Paulo..22 (2) 1-29.1999.

POTT, V. J. **Plantas Aquáticas do Pantanal.** Corumbá -MS. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal. Embrapa, 404pp. 2000.

REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J.; CRITES, R.W. **Natural systems for Waste Management and Treatment.** McGraw-Hill, New York.1988.

SANEAMENTO DE GOIÁS-SANEAGO. **Informe Saneago.** Goiânia, 29 junho de 2002a. p.3-7.

SHIKLOMANOV, I. A. et al. **The dynamics of river water inflow to the Arctic Ocean.** In: The Freshwater Budget of the Arctic Ocean. Springer Netherlands, p. 281-296. 2000.

SKILICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W. **Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries**. The World Bank, Washington, D.C.1993.

SOUSA, V.P., CHERNICHARO, C.A.L.. **Sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares composto de tanque séptico modificado e reatores anaeróbios híbridos operando em série**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. Anais... . Campo Grande: ABES, 2005. p. 1 - 8.

SUTHAR, S. et al. **Optimization of conditions (pH and temperature) for Lemna gibba production using fuzzy model coupled with Mamdani's method**. Ecological Engineering, v. 83, p. 452–455, 2015.

TAVARES, F.A. **Eficiência da Lemna sp no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte alternativa de alimento para tilápias**. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura, Florianópolis.2004.

TAVARES, F. D. A. et al. **Desempenho da macrófi ta Lemna valdiviana no tratamento terciário de efl uentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade**. Revista Biotemas, v. 21, n. 1, p. 17–27, 2008.

VAN DER STEEN, P., A. BRENNER AND G. ORON. "An integrated duckweed and algae pond system for nitrogen removal and renovation." **Water Science and Technology**38(1): 335-343p.1998.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.3. Belo Horizonte: Depto. De Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 452p. 2009.

ZIMMO, O. R.; ALSAED R. M.; STEEN N. P. GIJZEN H. Nitrogen mass balance across pilot scale algae and duckweed-based wastewater stabilization pounds. **Water Research**. 38, 913-920. 2004.

ZIMMO, O. R.; ALSAED R. M.; GIJZEN H. J. Comparison between algae-based and duckweed-based wastewater treatment: Differences in environmental conditions and nitrogen transformation. **Water Science and Technology**. 42 (10-11) 215 – 222p. 2000.