

DAIANE CRISTINA DE OLIVEIRA GARCIA

Avaliação de lagoas de lemnáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa

Ilha Solteira
2015

DAIANE CRISTINA DE OLIVEIRA GARCIA

Avaliação de lagoas de lemnáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa

Prof^ª. Dr^ª. Liliane Lazzari Albertin
Orientadora

Dissertação apresentada à Faculdade de Engenharia - UNESP – Campus de Ilha Solteira, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Área de Conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais.

Ilha Solteira
2015

FICHA CATALOGRÁFICA

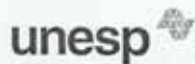
Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

G216a Garcia, Daiane Cristina de Oliveira.
Avaliação de lagoas de lemnáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa / Daiane Cristina de Oliveira Garcia. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2015
75 f. : il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais, 2015

Orientador: Liliane Lazzari Albertin
Inclui bibliografia

1. Lemnas. 2. Lagoa de polimento. 3. Efluente doméstico. 4. Biomassa.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA
FACULDADE DE ENGENHARIA DE ILHA SOLTEIRA

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Avaliação de lagoas de lemnáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa

AUTORA: DAIANE CRISTINA DE OLIVEIRA GARCIA

ORIENTADORA: Profa. Dra. LILIANE LAZZARI ALBERTIN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL, Área: RECURSOS HÍDRICOS E TECNOLOGIAS AMBIENTAIS, pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. LILIANE LAZZARI ALBERTIN
Departamento de Engenharia Civil / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. MAURÍCIO AUGUSTO LEITE
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira

Prof. Dr. RODRIGO DE ALMEIDA MOHEDANO
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade Federal de Santa Catarina

Data da realização: 12 de janeiro de 2015.

Dedico esta dissertação ao meu pai João Paulo e minha mãe Teresinha, que me educaram e me apoiaram nesta conquista.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me conduzido pelos melhores caminhos e ter sido meu apoio e conforto;

A professora Liliane Albertin, pela orientação e oportunidade, apoio, amizade e por ser tão querida;

A minha família, meus pais João Paulo e Teresinha, pelo suporte, compreensão e amor incondicional, meus irmãos Paulo Vitor e Vinícius pelo companheirismo, carinho e paciência;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, pela oportunidade e ao Cnpq pela disponibilização de recursos para realização dos experimentos;

A FAPESP, pela concessão de bolsa de auxílio, fundamental para o reconhecimento e valorização dos pesquisadores;

Aos professores Tsunao Matsumoto, Dib Gebara, Maurício Leite e Gláucia Amorim Faria, pela ajuda, orientação e contribuições para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao Labeflu – UFSC pela disponibilização de material (lemnas) para a realização da pesquisa e ao pesquisador Rodrigo Mohedano pelas dicas e por compartilhar seu conhecimento;

Aos técnicos do laboratório de saneamento e aos colegas Bruno, Moacir, Dani, Letícia, Danilo, Willian, Ana Beatriz, Gustavo e Roberta, pela ajuda, por dividirem seus conhecimentos e pelos momentos de descontração e cafezinho;

A família Santos, Ivonete e Severiano (*in memorian*), que me acolheram, cedendo um lugarzinho especial em seus corações e contribuíram para meu amadurecimento e crescimento;

As minhas amigas Suelen, Mirian, Thalita e Riciane, pelas conversas, carinho e momentos de descontração, aos amigos que mesmo distantes torceram e contribuíram para meu crescimento.

RESUMO

Lagoas com macrófitas flutuantes, em especial as lemnáceas, tem sido satisfatoriamente utilizadas para o polimento de esgoto, gerando uma expressiva quantidade de biomassa. Estas plantas utilizam os nutrientes (N e P) presentes no esgoto para o seu desenvolvimento, concentrando-os em sua biomassa e disponibilizando-os para sua recuperação. Desse modo, uma estação de tratamento de esgoto pode trabalhar de forma integrada e sustentável, ou seja, lemnáceas podem ser cultivadas concomitantemente com o tratamento de esgoto. Esta pesquisa teve como objetivo avaliar a viabilidade de tratamento terciário de esgoto doméstico integrado à produção das lemnáceas. O experimento foi realizado em escala piloto, em tanque com volume de 0,44 m³, utilizando o efluente de lagoa de estabilização da ETE do município de Ilha Solteira para o seu polimento através de lagoas de lemnáceas em tanque com fluxo contínuo de 0,12 m³/dia, e TDH de 3,8 dias. Amostras do efluente foram coletadas antes e após o tratamento em tanque de lemnas, sendo realizadas análises diárias (pH, OD e temperatura), duas vezes por semana (NT, PT e DQO) e semanalmente (ST, DBO₅, coliformes totais e *E. coli*). As lemnas foram colhidas em três frequências de colheita diferentes, a cada 7, 14 e 21 dias, para quantificação de sua produção. As maiores eficiências de remoção de NT, PT, DQO e DBO₅ foram de 74, 67%, 66,18%, 88,12% e 91,14%, respectivamente. Para *E. coli* e coliformes totais observou-se uma redução média de 1 unidade logarítmica. Entretanto, as eficiências de remoção de sólidos totais foram mais baixas, sendo a maior eficiência de 48,90%. A maior taxa de produção foi das lemnas colhidas a cada 14 dias (5,6 g/m²/dia de matéria seca). A análise de variância (ANOVA) demonstrou diferença significativa apenas para as variáveis pH, OD, temperatura, DQO e DBO₅. O sistema de tratamento avaliado obteve resultados positivos na redução da concentração das variáveis analisadas sendo uma tecnologia eficiente e com simplicidade operacional para o polimento de efluentes domésticos. Houve grandes variações na densidade de lemnas, assim como na TCR das mesmas, podendo ser associadas às condições do efluente da lagoa de estabilização.

Palavras-chave: Lagoa de estabilização. Lagoa de polimento. Lemnas. *Landoltia punctata*. Efluente doméstico. Biomassa.

ABSTRACT

Stabilization ponds using floating macrophytes, especially duckweeds, have been successfully used for wastewater polishing. This plant use the nutrients (N and P) present in the wastewater for their growth, concentrating them in their biomass and making them available for recovery. Thus, a wastewater treatment plant can work in integrated and sustainable manner, duckweeds can be grown concomitantly with the wastewater treatment. This research aimed to assess the feasibility of tertiary treatment of municipal wastewater integrated the duckweed production. The experiments was conducted in pilot scale, in pond with a volume of 0,44 m³, using the stabilization pond effluent from wastewater treatment plant in the municipality of Ilha Solteira-SP for duckweed growth in pond with continuous flow of 0,12 m³/day and HRT of 3,8 days. Effluents samples were collected before and after duckweeds ponds, daily analyses (pH, DO and temperature), twice a week (TN, TP and COD) and weekly (total solids, total coliforms and *E. coli*) were carried out. The duckweeds were harvested with three different frequencies, every 7, 14 and 21 days for quantification of its production. The highest efficiencies of TN, TP, COD and BOD₅ were 74,67%, 66,18%, 88,12% and 91,14%, respectively. *E. coli* and total coliforms obtained a reduction of 1 log unit. However, the removal efficiencies of total solids were lower, the highest efficiency were 48,90%. Analysis of variance (ANOVA) showed significant differences only for the variables pH, DO, temperature, COD and BOD₅. The highest duckweeds production rate were harvested every 14 days (5,6 g/m²/day dry matter). The assessed treatment system obtained positive results in the reduction of analyzed variables concentrations being an efficient technology with simple operation for domestic wastewater polishing. There have been large variations in duckweed density and production rate, could be associated with effluent conditions used.

Keywords: Stabilization pond. Polishing pond. Duckweed. *Landoltia punctata*. Domestic wastewater. Biomass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Esquema das lagoas da ETE de Ilha Solteira.	28
Figura 2- Sistema de tratamento montado em área externa do laboratório (esquerda) e abastecimento do tanque de armazenamento com efluente da ETE de Ilha Solteira (direita).	29
Figura 3- Fluxograma do sistema de tratamento com lemnas.	30
Figura 4- Bomba (esquerda) utilizada para lançar efluente na lagoa de lemnas e inversor de frequência (direita) ao meio.	30
Figura 5- Esquema da lagoa de lemnas com as dimensões em metros.	31
Figura 6- Imagens de <i>Landoltia punctata</i>	33
Figura 7- Entrada do esgoto e local de coleta (esquerda) e Saída do esgoto e local de coleta (direita)	34
Figura 8- Quadro construído em PVC (20 x 20 cm).	35
Figura 9- Processo de secagem das lemnas em ambiente aberto.	36
Figura 10- Distribuição dos valores de pH na lagoa de lemnas.	42
Figura 11- Distribuição dos valores de OD na lagoa de lemnas.	44
Figura 12- Distribuição dos valores de temperatura na lagoa de lemnas.	45
Figura 13- Concentração de DQO (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.	47
Figura 14- Distribuição dos valores de DQO na lagoa de lemnas.	47
Figura 15- Concentração de DBO ₅ (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.	49
Figura 16- Distribuição dos valores de DBO ₅ na lagoa de lemnas.	50
Figura 17- Concentração de Sólidos totais (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.	52
Figura 18- Distribuição dos valores de sólidos totais na lagoa de lemnas.	52
Figura 19- Concentração de STF (mg/L) e STV (mg/l) ao longo do período experimental. ...	54
Figura 20- Distribuição dos valores de STF e STV na lagoa de lemnas.	54
Figura 21- Concentrações de NT (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.	55
Figura 22- Distribuição dos valores de nitrogênio total (NT) na lagoa de lemnas.	56

Figura 23- Concentrações de PT (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.	57
Figura 24- Distribuição dos valores de fósforo total (PT) na lagoa de lemnas.	58
Figura 25- Contagem de coliformes totais (NMP/100 ml) e eficiência de remoção (NMP/100 ml) ao longo do período experimental.	59
Figura 26- Contagem de <i>E.coli</i> (NMP/100 ml) e eficiência de remoção (NMP/100 ml) ao longo do período experimental.	60
Figura 27- Diminuição da densidade das lemnas na lagoa	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Variáveis analisadas, frequência de amostragem e método de análise.	34
Tabela 2- Dados climatológicos registrados durante o período experimental	41
Tabela 3- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis pH, OD e Temperatura na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).....	43
Tabela 4- Cargas superficiais aplicadas na lagoa de lemnas durante o período experimental.	46
Tabela 5- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis DQO e DBO ₅ na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).	49
Tabela 6- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis ST, STF e STV na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).	55
Tabela 7- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis NT e PT na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).	57
Tabela 8- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para CT e <i>E. coli</i> na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).	62
Tabela 9- Quantificação de biomassa produzida na lagoa de lemnas, a partir da massa seca.	63
Tabela 10- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para Ganho de peso, Produção de biomassa e Taxa de produção nas diferentes frequências de colheita (7, 14 e 21 dias).	65

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	OBJETIVO	14
2.1	OBJETIVO GERAL.....	14
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	14
3	REVISÃO DE LITERATURA	15
3.1	TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	15
3.2	DESCRIÇÃO DAS LEMNÁCEAS.....	17
3.3	PRODUÇÃO DE BIOMASSA E VALOR NUTRICIONAL.....	18
3.4	SISTEMAS DE TRATAMENTO COM LEMNÁCEAS.....	20
3.5	UTILIZAÇÃO DE LEMNÁCEAS NA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL.....	23
3.6	CONDIÇÕES PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES E PRODUÇÃO DE LEMNÁCEAS.....	26
4	METODOLOGIA	28
4.1	LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	28
4.2	DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	29
4.2.1	Descrição do sistema de tratamento piloto	29
4.2.2	Partida e operação do sistema	32
4.3	ESPÉCIE UTILIZADA.....	32
4.4	MONITORAMENTO CLIMATOLÓGICO.....	33
4.5	MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E DO EFLUENTE AO SISTEMA DE TRATAMENTO COM LEMNAS.....	34
4.6	QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LEMNÁCEAS.....	35
4.7	CÁLCULOS.....	36
4.7.1	Tempo de detenção hidráulica	36
4.7.2	Eficiência de remoção	37

4.7.3	Carga superficial aplicada	38
4.7.4	Produção de biomassa	38
4.7.5	Análise dos dados	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
5.1	MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS QUALITATIVAS DO EFLUENTE ...	41
5.1.1	Variáveis climáticas	41
5.1.2	pH	42
5.1.3	Oxigênio dissolvido (OD)	43
5.1.4	Temperatura	45
5.1.5	Matéria orgânica – DQO e BDO ₅	46
5.1.6	Sólidos totais	51
5.1.7	Nitrogênio total e Fósforo total	55
5.1.8	Coliformes totais e <i>E. coli</i>	59
5.2	AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA	62
6	CONCLUSÕES	67
7	RECOMENDAÇÕES	68
	REFERÊNCIAS	69

1 INTRODUÇÃO

A Pesquisa Nacional de Saneamento – PNSB (2008) mostra que, apesar de uma melhoria na oferta de serviços de saneamento básico, 44,8% dos municípios brasileiros ainda não possuíam rede coletora de esgoto, correspondendo a 2495 cidades e uma população estimada de 34,8 milhões de pessoas, representando cerca de 18% da população brasileira. Dos municípios que coletam, apenas 28,5% tratam suas águas residuárias (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2013).

Os estudos realizados pelo IBGE indicam uma desigualdade na distribuição de serviços de saneamento no Brasil e mostram que há muito que progredir para a melhoria da qualidade de vida da população e para a sustentabilidade ambiental. Sendo o Brasil um país em desenvolvimento, um dos itens necessários para superar esse desafio é projetar e operar estações de tratamento de esgoto de forma eficiente, econômica e sustentável.

Uma alternativa de tratamento indicada para regiões de clima quente e países em desenvolvimento é a utilização de sistemas de lagoas de estabilização e, além disso, são consideradas uma solução satisfatórias para pequenas comunidades (RECAULT et al., 1995). Os aspectos que apontam para que sejam efetivamente implantadas são a suficiente disponibilidade de área que necessitam, o clima favorável, a operação simples e a necessidade de pouco ou nenhum equipamento (VON SPERLING, 2002).

As lagoas de estabilização consistem em um sistema de lagoas dentro das quais ocorrem naturalmente os processos de estabilização da matéria orgânica que, por sua vez, dependem da temperatura, velocidade do vento, intensidade da radiação solar e da presença e atuação de microrganismos. São consideradas ambientalmente sustentáveis por utilizarem processos naturais de tratamento e baixo consumo de energia, além de reduzirem a emissão de dióxido de carbono e possibilitarem o retorno dos nutrientes para o ambiente (MUGA; MIHELICIC, 2008; SHILTON et al., 2008). Pode-se dizer que apresentam baixos custos de operação e manutenção (TSAGARAKIS et al., 2003).

Todavia, para satisfazer padrões de lançamento e preservar a qualidade da água do corpo receptor, os efluentes das lagoas requerem uma remoção adicional de nutrientes e sólidos suspensos, que pode ser realizada em uma etapa seguinte de polimento. Na busca de

alternativas para a remoção adicional de matéria orgânica, nutrientes e até mesmo organismos patogênicos e metais, o uso de lagoas com macrófitas flutuantes tem se tornado cada vez mais comum.

As macrófitas aquáticas conhecidas como lemnáceas, lentilhas-d'água, “duckweeds” ou apenas lemnas, podem ser utilizadas no polimento de efluentes de lagoas de estabilização, apresentando-se como uma opção eficiente em termos de remoção e de baixo custo.

As lemnáceas têm sido ampla e eficientemente utilizadas na remediação de águas contaminadas há aproximadamente 30 anos, devido, entre outros fatores, à sua capacidade de se adaptar a uma ampla faixa de pH, temperatura e concentração de nutrientes (LANDOLT; KENDELER, 1987; FEDLER; DUAN, 2011). Este grupo de plantas possui grande capacidade de remoção de compostos de nitrogênio e fósforo tão bem quanto reduz as concentrações de matéria orgânica e sólidos em suspensão.

Porém, talvez a vantagem que mais chama atenção é a alta taxa de crescimento e produção de biomassa associada a um elevado valor nutricional, podendo atingir níveis de 40% ou mais de proteína, conforme citado por Landesman et al. (2002). Dependendo das condições ambientais, a biomassa pode dobrar em apenas 2 dias ou menos (CULLEY et al., 1981). Cheng et al. (2002), observaram uma produção de biomassa de 29 g/m²/dia, o que equivale a 104 t/ha/ano em matéria seca.

Essa característica é importante, pois encoraja a produção de biomassa com um grande valor agregado. As lemnáceas têm sido utilizadas como matéria prima para a produção de ração animal e como potencial fonte de bioenergia (CHENG; STOMP, 2009; MOHEDANO et al., 2012; CRAGGS et al., 2012; DUAN et al., 2013).

O cultivo de plantas aquáticas em lagoas de tratamento de esgoto, além de fornecer matéria-prima para produção de bioenergia e ração animal, é uma forma de preservação dos recursos hídricos, pois, de uma maneira integrada, trata as águas residuárias (efluente doméstico, industrial ou de agricultura), diminuindo a poluição dos corpos d'água.

Reunindo todos os aspectos apontados, verifica-se que é urgente a necessidade de que todos tenham acesso à coleta e ao tratamento de esgoto para a melhoria das condições de vida da população e para a preservação dos recursos hídricos. Tratando-se de pequenas comunidades, áreas rurais e limitado recurso financeiro, as lagoas de estabilização se tornam

alternativa viável. Para o polimento das lagoas de estabilização, as lagoas com macrófitas flutuantes vêm ganhando destaque.

Diante do exposto, e com o intuito de avaliar a eficiência de tratamento do esgoto doméstico juntamente com a produção de biomassa de lemnáceas, implantou-se um sistema de tratamento com lemnáceas, em escala piloto, para o polimento do efluente de lagoa de estabilização da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do município de Ilha Solteira.

2 OBJETIVO

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de lagoas de lemnas para o polimento de efluentes domésticos e a sua valorização através da biomassa gerada como subproduto.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a eficiência de lagoas de lemnas no polimento de efluentes de Lagoas Facultativas.

Avaliar a produtividade de biomassa de lemnas produzidas durante o tratamento do efluente.

Avaliar a influência da periodicidade de colheita no tratamento do efluente e na produtividade da biomassa.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas aquáticas têm sido utilizadas com sucesso no tratamento de efluentes domésticos. Um sistema bastante utilizado, conhecido como “*wetland*”, consiste em áreas transicionais entre terra e água, sendo caracterizado por solos encharcados e plantas adaptadas a este tipo de ambiente. Os *wetlands* construídos são baseados nos naturais por utilizar plantas aquáticas (macrófitas), que por meios biológicos, químicos e físicos tratam as águas residuárias (SOUZA et al. 2003).

As principais características das macrófitas que contribuem de forma positiva para o desenvolvimento de um “*wetland*” construído são a capacidade de rápido crescimento, elevada capacidade de assimilação de nutrientes, grande suporte de estocagem de nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas do fluxo de água, tolerância às condições climáticas locais, valor econômico, fácil colheita e manejo (TANNER, 1996; SOUSA et al., 2004, HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

Macrófitas enraizadas são comumente utilizadas para tal fim, porém algumas macrófitas flutuantes também tem demonstrado eficiência no tratamento de efluentes. Shimoda (1984) citado por Mohedano (2004) concluiu que plantas flutuantes respondem de forma mais eficaz na remoção de nutrientes quando comparada às enraizadas, que atuam no sedimento, enquanto as plantas flutuantes retiram seus nutrientes diretamente da coluna d’água. *Eichhornia crassipes* – aguapé, *Azolla filiculoides* – samambaia d’água e as espécies do grupo das lemnáceas – lentilha d’água ou “*duckweed*” estão entre as espécies de macrófitas flutuantes mais utilizadas na remoção de nutrientes em águas residuárias (TRIPATHI; SHUKLA 1991; BAVARESCO, 1999; FORNI et al., 2001; KÖRNER et al., 1998; KÖRNER; VERMAAT, 1998; VAN DER STEEN et al., 1999; MOHEDANO et al. 2012).

As lemnas ou “*duckweeds*” tem conseguido atrair grande atenção nos últimos anos (VAN DER STEEN et al., 1999; ZHAO et al., 2012). Estas plantas podem ser utilizadas no pós-tratamento de efluentes de lagoa de estabilização, sendo capazes de retirar nutrientes da água com grande eficiência e reduzir a quantidade de sólidos em suspensão (CAICEDO et al. 2000). Em comparação com o aguapé, as lemnáceas desempenham um papel indireto no tratamento de efluentes, por não possuírem um extenso sistema de absorção, o que

proporciona menor superfície de contato para fixação e crescimento de bactérias. Por esta razão as lemnáceas são mais utilizadas para o tratamento terciário de efluentes (BONOMO et al., 1997).

Lagoas com lemnáceas também têm sido aplicadas em tratamento de efluentes em uma etapa de polimento. A elevada taxa de crescimento destas macrófitas permite colheitas regulares de biomassa e, conseqüentemente, os nutrientes são removidos do sistema (VAN DER STEEN et al., 1999). As lagoas com lemnáceas são uma alternativa para o tratamento de efluentes, atraindo cada vez mais o interesse dos pesquisadores por ser basicamente uma tecnologia de baixo custo, fácil construção e operação e produzem efluentes terciários de qualidade (CAICEDO et al. 2002). Uma vantagem importante dos sistemas de tratamento à base de lemnáceas é que os nutrientes são parcialmente recuperados em vez de serem perdidos para a atmosfera ou removido com o efluente como em outros sistemas de tratamento.

Tavares (2004) utilizou *Lemna sp* para avaliar a eficiência desta no tratamento de efluente de suinocultura e sua possível utilização como fonte de alimento para tilápias e concluiu que as lemnas mostraram-se como uma alternativa viável no tratamento secundário e terciário dos efluentes, realizando o polimento dos mesmos, e além disso, há a possibilidade do uso de Lemnas como fonte de alimento para tilápias, principalmente nos períodos mais quentes.

Estudo realizado por Mohedano (2004), também avaliou a possibilidade de tratar efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas (*Lemna valdiviana*) e o aproveitamento desta para produção de alimento em cultivos de tilápia. Neste trabalho a aplicação de lemnas no tratamento de efluente de piscicultura demonstrou ser uma alternativa muito eficiente e de baixo custo para a redução de NH_3^- , NH_4 , NO_2 , NO_3 , PT, SST, turbidez e DQO, além de proporcionar o tratamento do efluente, a biomassa deste vegetal gera um ingrediente proteico de boa qualidade, podendo ser utilizado em dietas para tilápias, diminuindo, aproximadamente, em 30% os custos com ração, contribuindo para sustentabilidade na piscicultura, com a diminuição dos impactos ambientais causados por esta atividade e simultaneamente reduzir os custos de produção.

Sezerino (2006) utilizou filtros plantados com macrófitas como pós-tratamento de lagoas de estabilização e concluiu que o uso combinado de lagoa anaeróbia seguida de lagoa

facultativa com filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, apresentou uma eficiência de remoção total de 87% e 80% de DBO e DBO₅, respectivamente. Com o parâmetro Sólido em Suspensão, a sequência de tratamento apresentou 94% de remoção, recomendando então, o uso de filtros plantados com macrófitas associados a lagoas de estabilização no tratamento de esgotos domésticos, conduzindo à utilização deste arranjo tecnológico para amenizar e até mesmo reverter o déficit no tratamento de esgotos domésticos.

3.2 DESCRIÇÃO DAS LEMNÁCEAS

São conhecidas como “duckweeds”, lentilhas-d’água, lemnáceas ou somente lemnas. O termo “lemna” denomina um gênero de plantas aquáticas da subfamília *Lemnoideae* (antiga família *Lemnaceae*). Contudo, com o intuito de difundir o termo “lemnas” como uma nomenclatura popular, utiliza-se este termo para designar tal grupo de plantas, visto que, em inglês, o termo “duckweed” é bem difundido para denominar os vegetais deste grupo, sendo encontrados nos trabalhos científicos (MOHEDANO, 2010).

As Lemnáceas possuem distribuição geográfica e climática mundial, variando de clima temperado frio para regiões tropicais. A maioria das espécies são encontradas em climas moderados de zonas tropicais e subtropicais. A sub-família *Lemnoideae* consiste em 5 gêneros: *Spirodela*, *Landoltia*, *Lemna*, *Wolffia* e *Wolffiella*, com cerca de 40 espécies distribuídas pelo mundo (SKILLICORN et al., 1993; IQBAL, 1999; APPENROTH et al., 2013).

As plantas da subfamília *Lemnoideae* são consideradas as menores plantas vasculares do mundo. São plantas aquáticas, cosmopolitas e geralmente encontradas na superfície de águas paradas e ricas em nutrientes. São monocotiledôneas, classificadas como plantas superiores, ou macrófitas, sendo confundidas muitas vezes com algas. Comparando com outras plantas, as lemnáceas possuem pouca fibra, adaptam-se as mais variadas condições climáticas, com exceção a regiões desérticas e polares (SKILLICORN et al., 1993).

As espécies de lemnas tem uma capacidade inerente para explorar condições biológicas favoráveis pelo crescimento extremamente rápido. A circunstância mais favorável para as lemnas é água com material orgânico em decomposição que fornece suprimento constante de

nutrientes. Uma densa cobertura de lemnas impede a penetração de luz e inibe a competição com outras plantas submersas, inclusive as algas. As folhas não são fixas no solo, são flutuantes na superfície dos corpos d'água, podendo ser dispersas por correntes rápidas ou pelo vento e até pássaros aquáticos (LANDOLT; KENDELER, 1987; SKILLICORN et al., 1993; IQBAL, 1999).

A reprodução das lemnas é basicamente vegetativa. Uma planta dá origem à outra, sendo que este processo pode ocorrer cerca de 10 vezes em um período de aproximadamente 10 dias, resultando em um crescimento exponencial. As lemnas podem dobrar sua massa em menos de dois dias, sob condições ideais de disponibilidade de nutrientes, luminosidade e de temperatura, sendo mais rápido do que qualquer outra planta superior (SKILLICORN et al., 1993).

A taxa de crescimento das lemnas pode ser reduzida por vários tipos de estresses: escassez ou desequilíbrio de nutrientes, toxinas, valores extremos de pH e temperatura, superlotação por crescimento excessivo da colônia e competição de outras plantas por luz e nutrientes. A remoção periódica da biomassa excedente e o manejo adequado dos nutrientes garantem uma otimização da produção (SAID et al., 1979).

3.3 PRODUÇÃO DE BIOMASSA E VALOR NUTRICIONAL

Os fatores que influenciam a produção das lemnáceas são concentração de nutrientes, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, densidade das plantas, efeitos do vento e manejo (SKILLICORN et al., 1993; SMITH; MOELYOWATI, 2001).

A produção de lemnáceas é variável segundo as estações do ano. Quando se trata da estação seca a produção está na faixa de 550 a 650 kg de biomassa úmida/ha.d, e nas estações úmidas tem-se a produção de 1000 a 1200 kg de biomassa úmida/ha.d (ALAERTS et al., 1996). Ainda segundo este autor, a produção média dos sistemas de lemnáceas em Bangladesh é de 45 a 50 kg (peso seco)/ha/dia.

A soja possui 40% de proteína em média e, segundo dados da Empresa Brasileira de Pesquisas Agrícolas – Embrapa (2014) a produtividade média da soja na safra 2012/2013 foi de 2.938 kg/ha, sendo assim a produtividade média de proteína pela soja é de 1.175,2 kg/ha. Mohedano (2010) encontrou uma produtividade média de 18g/m²/dia (65.700 kg/ha.ano) de

biomassa seca em LM1 (primeira lagoa de um sistema com duas lagoas) e um teor médio de proteína bruta de $35\% \pm 3,5$, estimando uma taxa de produção de proteína de 24 t/ha/ano (24.000 kg/ha.ano), portanto, a quantidade de proteína produzida pela lagoa de lemnas é cerca de 20 vezes maior do que a proteína produzida em uma safra de soja.

As folhas das lemnas frescas possuem cerca de 92 a 94% de água. A quantidade de proteína nas Lemnáceas é relacionada às condições de cultivo. Segundo Skillicorn et al. (1993), lemnáceas cultivadas em águas pobres em nutrientes podem apresentar níveis de proteína que variam de 15 a 25% e níveis de fibra de 15 a 30 %. As lemnas cultivadas sob condições ideais e colhidas regularmente poderão apresentar teor de proteínas de 35 a 45% e teor de fibras de 5 a 15%, dependendo da espécie envolvida.

As proteínas presentes nas lemnas possuem altas concentrações de aminoácidos essenciais, lisina e metionina, assemelhando-se à proteína de origem animal. Segundo Mbagwu e Adeniji (1988), o balanço de aminoácidos dessas plantas pode ser comparado ao da soja e ao de farinha de amendoim.

As lemnas também possuem altas concentrações de beta caroteno e xantofila, tornando-as uma dieta atrativa e especialmente valiosa para aves e outros animais. O teor total de carotenóides na farinha de lemnas é 10 vezes maior do que em plantas terrestres (SKILLICORN et al., 1993). Outros componentes importantes também são encontrados nas lemnáceas, como minerais e vitaminas.

França et al. (2009), avaliaram 4 tratamentos (Testemunha – sem adubação, T1 – 150 g.m⁻³, T2 – 300 g.m⁻³ e T3 – 450 g.m⁻³), os quais foram fertilizados com excremento de aves fresco, sendo o T3 a dose (450 g.m⁻³) que proporcionou a melhor qualidade nutricional para as lemnas (*Lemna valdiviana*), com teor de proteína bruta de 19,66% na matéria seca, percentual de fibra de 13,06% e teor de 0,26% de P, 1,63% de N, 0,37% de Na e 1,22% de Ca na massa seca. As diferentes concentrações de excrementos utilizadas na produção das lemnas tiveram influência na sua composição química. Além disso, o aumento de nutrientes disponíveis às lemnas proporcionou um teor mais elevado de proteína bruta, bem como, de alguns nutrientes e minerais.

3.4 SISTEMAS DE TRATAMENTO COM LEMNÁCEAS

As lemnáceas possuem uma grande habilidade na assimilação de nutrientes e na disponibilização de condições favoráveis para a decomposição biológica da matéria orgânica (BRIX; SHIERUP, 1989). Os poluentes são removidos por uma complexa variedade de processos químicos, físicos e biológicos, onde as macrófitas ocupam um papel importante. Entretanto, a remoção dos nutrientes apenas pelas macrófitas não podem ser consideradas isoladamente. Outros mecanismos como a atividade microbiana, sedimentação, absorção e precipitação, também estão envolvidos neste processo.

A utilização de macrófitas aquáticas, como as lemnáceas, pode ser alternativa viável para a remoção de nutrientes, principalmente de compostos nitrogenados. Nestas macrófitas, os nutrientes são diretamente absorvidos do efluente pelas frondes e não “via central”, como em outras plantas superiores. Elas são capazes de assimilar diretamente moléculas orgânicas como carboidratos e aminoácidos, e demonstram preferência pela absorção de amônia, mesmo na presença de nitrato (PORATH; POLLOCK, 1982). Este fator é de grande importância para a formação de aminoácidos e proteínas, podendo reduzir a energia gasta no processo de assimilação. Em vez de liberar o nitrogênio para a atmosfera, as plantas o absorvem e o convertem em biomassa rica em proteína.

O nitrogênio e o fósforo são os maiores responsáveis pela eutrofização dos corpos d'água, quando lançados em grandes quantidades. Além disso, a amônia é tóxica para organismos aquáticos, principalmente em concentrações acima de 0,5 mg/L (ESTEVES, 1998).

Sistemas de tratamento de efluentes por lagoas de estabilização são de baixo custo e são conhecidos por sua capacidade de conseguir boas remoções de patógenos e poluentes orgânicos. Porém, não otimizam a recuperação de nutrientes. Sistemas de tratamento com lemnáceas pode ser uma tecnologia atrativa para o tratamento de águas residuais visando a remoção e recuperação de nutrientes.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização convencionais são: volatilização da amônia, assimilação de amônia e nitratos pelas algas, nitrificação e desnitrificação e sedimentação do nitrogênio orgânico (ENVIRONMENTAL

PROTECTION AGENCY – EPA , 1983). Em sistemas de tratamento com lemnáceas, a remoção do nitrogênio ocorre pela absorção direta da planta (até 50%), pela ação de microrganismos fixados nas raízes e pela volatilização da amônia (KÖRNER; VERMATT, 1998).

Particularmente em tanques com meio aeróbio e anaeróbio, favorecendo a nitrificação e desnitrificação microbiana, amônio (NH_4^+) é primeiro oxidado a nitrato (NO_3^-) e subsequentemente, reduzido a nitrogênio atmosférico (N_2), que é liberado do sistema.

Alaerts et al. (1996), utilizando lemnáceas no tratamento de efluentes domésticos, observou uma redução de 60 a 80 % de nitrogênio total no efluente em um período de 20 dias. Körner et al. (1998), afirmam que a remoção de nitrogênio total variou entre 73 e 97% em 3 dias, dependendo da concentração inicial do efluente.

Em sistemas de tratamento com lemnáceas, o fósforo é normalmente removido pelos seguintes mecanismos: assimilação pelas plantas, absorção de partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química com Ca_2^+ , Fe_3^+ e Al_3^+ e assimilação pelas bactérias. Com exceção da assimilação pelas plantas, os últimos três mecanismos causam um acúmulo de P no sistema devido à ausência de componentes voláteis como N_2 ou NH_3 , no caso do nitrogênio. A remoção do fósforo do sistema somente é possível através da coleta das plantas da superfície ou dragagem do sedimento (IQBAL, 1999).

A capacidade de absorção de fósforo pelas plantas depende da taxa de crescimento, frequência de coleta e disponibilidade de ortofosfato na água (forma assimilável de P pelas plantas). Quando a temperatura é mais alta, a taxa de crescimento e a remoção de P são maiores. Um adequado pré-tratamento do efluente para a disponibilização do ortofosfato aumenta a assimilação pelas plantas.

Körner et al. (1998), demonstraram taxas de remoção de P de 63-99% em 3 dias, a partir de efluente doméstico. Körner e Vermaat (1998) afirmam que as lemnáceas foram responsáveis por 52% da remoção de P total e as bactérias presentes no biofilme fixado nas raízes das plantas contribuíram com 31-71%. Dessa forma, demonstrou-se que as lemnas foram responsáveis por 63-83% da remoção do fósforo total e o restante foi absorvido pelas bactérias presentes na coluna d'água e no sedimento.

Os mecanismos envolvidos na remoção da DBO em sistemas de tratamento de efluentes com lemnas não são bem claros. De modo geral, pode-se dizer que a DBO é removida por microrganismos aeróbios e anaeróbios fixados nas plantas, presentes na coluna d'água e no sedimento (LANDOLT; KANDELER, 1987). A remoção de DBO diminui em lagoas cobertas por lemnas devido à baixa quantidade de oxigênio transferida para a água. Os experimentos desenvolvidos por Alaerts et al. (1996) constataram que, com uma carga de DBO de 48-60 kg/ha.d, uma profundidade de 0,4-0,9 m e tempo de retenção de cerca de 20 dias, a coluna d'água permaneceu aeróbia durante todo o período, sugerindo que condições aeróbias ocorrem na camada superior dessas lagoas devido à atividade fotossintética e aeração superficial.

Awuah (2001), utilizando *Lemna paucicostata* obteve bons resultados na redução de DBO (de 130 mg/L para 5 mg/L) de efluente doméstico em 29 dias. Em 4 anos de estudo Alaerts et al. (1996), conseguiram a redução de 96% de BDO de efluente doméstico em uma lagoa de 0,6 ha contendo lemnáceas.

Segundo Körner et al. (1998), em um tempo de detenção de 3 dias, a remoção de DQO com as lemnas foi de 74 a 78% e de 52 a 60% no tratamento controle. Alaerts et al. (1996) obtiveram maiores valores de remoção de DQO, de 89 a 90 % em um tempo de detenção de 20,4 dias. El-Kheir et al. (2007), também obtiveram boas reduções de DQO, com tempo de detenção de 8 dias, cerca de 89% de DQO foram removidas de tanques contendo lemnas.

Tavares et al. (2008), avaliaram o desempenho da macrófita aquática *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluente de suinocultura. Foram realizados 5 ensaios com diferentes teores de DQO (400, 550, 700, 850 e 1.000 mg.L⁻¹). Concentrações de DQO de 400 e 550 mg.L⁻¹ obtiveram as melhores eficiências de remoção (94,8 e 92,7%, respectivamente), com tempo de detenção de 21 dias.

Em sistemas de lemnáceas, a remoção de patógenos tende a ser menos efetivas que em lagoas de estabilização convencionais, devido aos seguintes fatores: menor penetração de luz solar, ausência de substâncias bactericidas produzidas pelas algas, menor concentração de oxigênio, ausência de condições extremamente alcalinas. Entretanto, os sistemas de tratamento com lemnáceas pode ser efetivo na remoção de patógenos com o aumento do tempo de detenção (SMITH; MOELYOWATI, 2001). El-Shafai et al. (2007), afirmam que em sistemas com lemnáceas, a remoção de coliformes fecais é maior em temperaturas mais

altas. Van Der Steen et al. (2000), afirmam que ocorre uma diminuição de coliformes nas partes mais escuras das lagoas, onde há escassez de carbono e nutrientes.

Em testes conduzidos com algas e lemnas, Shi et al. (2010) conseguiram remover mais de 80% dos estrogênios 17- α etilenoestradiol e 17- β estradiol em testes com lemna utilizando efluente sintético. Nos testes com algas foram removidos 35% de 17- α etilenoestradiol e 25% de 17- β estradiol. Podendo concluir que as lemnas removeram mais estrogênio do sistema do que as algas.

As lemnáceas também têm sido utilizadas para a remoção de metais. Entretanto, estudos apontam que a incorporação de metais por estas plantas causa efeitos tóxicos nas mesmas. Wahaab et al. (1995) obtiveram remoções de 75 a 100% de Cr (III) e de 35 a 40% de Cobre, com um tempo de retenção hidráulico de 2 dias. O cobre pareceu ser tóxico em concentrações de 1,0 mg L⁻¹, resultando na morte das lemnas após 8 dias. Além disso, as lemnas são também excelentes bioacumuladoras de vários metais, podendo ser utilizadas no tratamento de efluentes industriais. Sendo assim, para o uso destas plantas, deve-se realizar análise criteriosa, principalmente quando o objetivo é utiliza-las como fonte de alimento (HAMMOUDA et al., 1995).

Experimentos realizados por Oporto et al. (2006), com lemnáceas (*Lemna minor*), também confirmaram a viabilidade do uso de sistemas com lemnas para a remoção de Cr (IV) em efluente doméstico. Foram testadas diferentes condições de concentrações iniciais (0,5 e 2,0 mg/L) de Cr (IV) e temperatura (2985 e 291 K), durante 16 dias, com finalidade de descrever o potencial de remoção de cromo pelas lemnas e obtenção de dados para aplicação em modelo matemático para avaliação dos sistemas com lemnas em escala piloto.

3.5 UTILIZAÇÃO DE LEMNÁCEAS NA PRODUÇÃO DE BIOCOMBUSTÍVEL

Nos últimos anos há um crescente interesse na produção de energia renovável devido à reserva limitada de petróleo bruto e gás natural e as preocupações ambientais com a utilização de combustíveis fósseis.

Durante varias décadas os pesquisadores têm se intrigado com a ideia de que as lemnáceas poderiam ser cultivadas como uma das mais importantes culturas. Estas plantas

têm sido utilizadas para o tratamento terciário de efluentes domésticos, os quais oferecem os nutrientes necessários para a produção de grande quantidade de lemnáceas.

Existem diversos estudos que utilizam as lemnáceas como fontes de alimentos para animais e para consumo humano devido ao alto teor de proteína encontrado nestas. Recentemente tem-se estudado a viabilidade de utilizar estas plantas como matéria-prima para produção de biocombustíveis. Recentes pesquisas mostraram que as lemnáceas podem ser uma alternativa como matéria-prima para a produção de amido, e eventualmente, para a geração de etanol (CHENG; STOMP, 2009). O teor de amido das lemnáceas pode ser manipulado, ajustando-se as condições de crescimento, por exemplo, pH, nutrientes, densidade das plantas, etc.

As principais vantagens para utilização de lemnáceas como nova fonte para a produção de biocombustíveis são: taxa de crescimento rápido, sua capacidade de crescer diretamente sobre os efluentes domésticos e agrícolas, e a relativa simplicidade de colheita da biomassa produzida faz dessas plantas matéria-prima ideal que podem combinar baixos insumos de produção com colheita e métodos de processamento econômicos (ZHAO et al., 2012).

Em comparação com a obtenção de biocombustível a partir de microalgas, as lemnáceas possuem a vantagem de serem mais facilmente colhidas, utilizando processos de separação mecânica simples, que necessitam de menos energia diminuindo, assim, os custos (BALIBAN et al., 2013).

Cheng e Stomp (2009), baseados em estudos laboratoriais preliminares, concluíram que as lemnáceas podem produzir amido a uma taxa de aproximadamente 28 ton/ha/ano, comparando com a produção de amido de milho que é de 5,0 ton/ha/ano. Além disso, a biomassa das lemnáceas exige pouca ou nenhuma moagem mecânica, devido ao tamanho das plantas serem pequenas e já hidratadas. A ausência da etapa de moagem que prepara a biomassa para a fermentação traduz uma economia substancial em energia, um dos maiores custos no processo de obtenção de etanol a partir do milho.

O alto teor de amido das lemnáceas é a chave para a produção de bioetanol. O crescimento das lemnáceas e a fotossíntese tem recebido bastante atenção. Entretanto, poucos trabalhos têm focado no acúmulo de amido (XU et al., 2011). Estes autores, utilizando efluente suíno, produziram 12,4 g de biomassa seca $m^{-2} d^{-1}$ de lemnáceas. Sob condições de falta de nutrientes, o teor de amido nas lemnas foi aumentado substancialmente. A falta de

nutrientes desencadeou o acúmulo de amido, atingindo 29,8% durante 8 dias e o estresse causado pela salinidade acelerou o acúmulo de amido no início dos experimentos. Com uma menor carga de levedura aplicada, a produção de etanol ainda atingiu 97,8% do rendimento teórico. A taxa total de transformação do amido foi de 94,7%, indicando que o amido produzido pelas lemnáceas pode ser facilmente convertido para a produção de bioetanol.

O teor de amido encontrado por Xiao et al. (2013) foi de 32% do peso seco. Este teor foi menor do que o reportado por Cheng e Stomp (2009), de 45% do peso seco.

Xiao et al. (2013) realizaram experimentos com 4 populações de lemnáceas (*Spirodela polyrhiza* V7, *Lemna aequinoctialis* P1, *Landoltia punctata* S3 e *Landoltia punctata* OT). Dentre estas, a população de *L. punctata* OT obteve a maior taxa de acúmulo de amido de 3,88 g/m²/semana. Em contrapartida, quando se compara as taxas de absorção de N e P, entre tais populações, as maiores taxas de absorção não se referem a *L. punctata* OT. Com a diminuição da taxa de crescimento quando a temperatura do ar também diminuiu, o teor de proteína e P nas quatro populações diminuiu e o teor de amido aumentou gradualmente. Além disso, *L. aequinoctialis* P1, sempre teve maiores teores de proteína e P, do que as outras populações, no entanto, esta população obteve teores de amido inferiores. Sendo assim, uma elevada taxa de crescimento e um elevado teor de amido nas lemnáceas, dificilmente poderia ser alcançado simultaneamente. Ainda há muito que ser feito para alcançar ganhos simultâneos em elevados teores de amido e rápido crescimento da biomassa das lemnáceas.

Alguns estudos têm sido realizados com objetivo de melhorar a produção de etanol a partir de lemnáceas, aumentando a liberação de açúcar utilizando um pré-tratamento com pectinase (CHEN et al., 2012). A concentração de etanol foi 29,41% maior que a concentração de etanol sem o pré-tratamento com a pectinase. Os resultados mostraram que a produção máxima de glicose foi de 218,64 ± 3,10 mg/g de matéria seca, sendo um aumento de 142% comparado com o mosto sem pré-tratamento com pectinase. Este trabalho relata eficiência de fermentação de 90,4%, concentração de etanol de 30,8 ± 0,8 g/L e taxa de produtividade de 2,20 g/L/h.

Outra utilização dada às lemnáceas seria a produção de gasolina, diesel e querosene (BALIBAN et al., 2013). A estrutura testada neste trabalho inclui várias maneiras para a conversão da síntese de gás para hidrocarbonetos líquidos, através da síntese de Fischer-Tropsch ou síntese de metanol intermediário, mostrando que refinarias com lemnáceas

produzindo 5 KBD (cinco mil barris por dia) pode ser economicamente competitiva com os processos à base de petróleo.

Campanella et al. (2012) relataram a termólise de microalgas e lemnáceas em um analisador termogravimétrico (TGA) e um reator de leito fixo para a produção de um precursor de combustível chamado “bioleum”. A termólise da microalga resultou em maior rendimento energético do bioleum do que para a lemnácea, refletindo diferenças na composição da biomassa entre as duas espécies aquáticas. Porém, a escolha entre a microalga e a lemnácea envolve uma troca entre a complexidade do pré-processamento e a qualidade do bio-óleo. As lemnáceas são secas mais facilmente do que as microalgas enquanto as microalgas têm uma composição mais favorável para a conversão em líquidos.

Com o objetivo de testar a influência de quatro variáveis (temperatura, tempo, carga do reator e carga de K_2CO_3) sobre os produtos bio-óleo, resíduos sólidos, gás e solução em água, tratando hidrotermalmente lemnáceas típicas, Duan et al.(2013), concluíram que as lemnáceas podem servir como uma boa fonte de energia alternativa.

3.6 CONDIÇÕES PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES E PRODUÇÃO DE LEMNÁCEAS

Os principais parâmetros de projeto para tratamento de esgotos com lagoas cobertas com lemnáceas são o tempo de detenção hidráulica, dimensões dos tanques e cargas orgânicas superficiais aplicadas (IQBAL, 1999).

O tempo de detenção hidráulica (TDH) depende da taxa aplicada e da profundidade da lagoa. Há muitos casos em que a taxa orgânica aplicada é o fator de controle. Normalmente, um TDH de 10 a 20 dias é aceitável para reduzir a DBO a níveis de concentração de 30 a 20 mg/L (SMITH; MOELYOWATI, 2001). Porém, baixos tempos de detenção também resultaram em uma boa eficiência de remoção de alguns compostos. Körner et al. (1998) e Körner e Vermaat (1998), utilizaram tempo de detenção de 3 dias, Van Der Steen et al. (1999), 4,2 dias e EL-KHEIR et al. (2007), 8 dias de tempo de detenção.

A profundidade controla diretamente a mistura vertical na lagoa. As raízes das plantas precisam entrar em contato com o esgoto para que este seja tratado. Não há profundidade que resulte em um alto desempenho do tratamento, mas lagoas mais rasas terão uma melhor

mistura vertical, resultando, porém, em uma maior área. As profundidades típicas estão compreendidas entre 0,6 a 1,5 metros, as quais são adequadas à minimização dos gradientes de temperatura (SMITH; MOELYOWATI, 2001).

Para uma boa operação das lagoas com lemnáceas é necessário que o fluxo se aproxime do fluxo pistão e que a velocidade horizontal esteja em torno de 0,1 m/s, para que possa prevenir distúrbios nas plantas (EDWARDS, 1992).

Smith e Moelyowati (2001), afirmam que cargas orgânicas volumétricas de DBO ou DQO também devem ser consideradas para o dimensionamento de sistemas de lemnáceas devido aos possíveis processos anaeróbios que ocorrem abaixo da manta de lemnáceas na superfície do tanque. As lagoas de lemnas podem tolerar concentrações máximas afluente de 300 – 500 mg/L de DQO. Tavares et al. (2008), demonstraram que as concentrações de DQO de 400 mg/L e 550 mg/L apresentaram as melhores eficiências de remoção em tempo de detenção de 21 dias.

4 METODOLOGIA

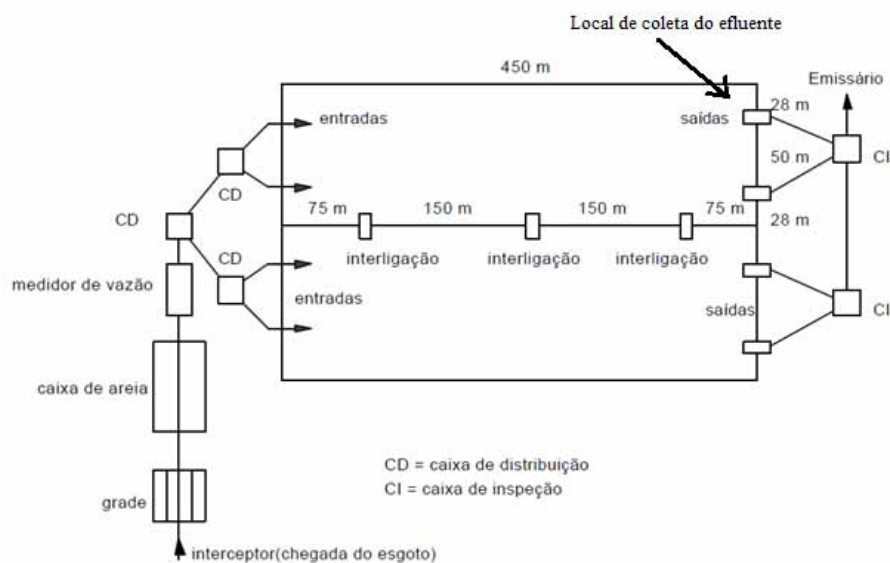
4.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Ilha Solteira está localizado no noroeste paulista com coordenadas geográficas 20° 38' 44" de Latitude Sul e 51° 06' 35" de Longitude Oeste e possui uma população estimada em 25.064 habitantes, de acordo com o censo do IBGE de 2010 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE, 2013).

O clima da região é classificado, segundo Köppen, como do tipo Aw, definido como tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno (HERNADEZ et al., 1995). De acordo com o monitoramento climatológico realizado nos 5 últimos anos, verifica-se uma temperatura média de 24,5 °C, precipitação média anual de 1.352,6 mm e umidade média relativa de 72,1% (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP, 2014).

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) de Ilha Solteira é composta por duas lagoas facultativas, cada uma com formato retangular, com 450 m de comprimento e 106 m de largura (Figura 1). São operadas em paralelo com interligações entre si em três pontos. A ETE recebe uma vazão média de 66 L/s, totalizando um volume diário de aproximadamente 5700 m³.

Figura 1- Esquema das lagoas da ETE de Ilha Solteira.



Fonte: Modificada de Matsumoto e Schincariol (1998).

4.2 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Para contemplar o objetivo proposto, o experimento foi realizado em escala piloto, utilizando efluente doméstico da ETE para realização de seu polimento em uma lagoa de lemnas.

O efluente da ETE de Ilha Solteira foi coletado na saída da lagoa de estabilização, em local indicado na figura 1 (antes da caixa de inspeção) e transportado até o local do experimento. O transporte do efluente foi realizado semanalmente por meio de caminhão tanque. O experimento e as análises físico-químicas foram realizados no Laboratório de Saneamento, do Departamento de Engenharia Civil, da UNESP – Câmpus de Ilha Solteira.

4.2.1 Descrição do sistema de tratamento piloto

O experimento foi montado em área externa do laboratório (Figura 2) devido à necessidade de luz solar para a realização da fotossíntese pelas plantas.

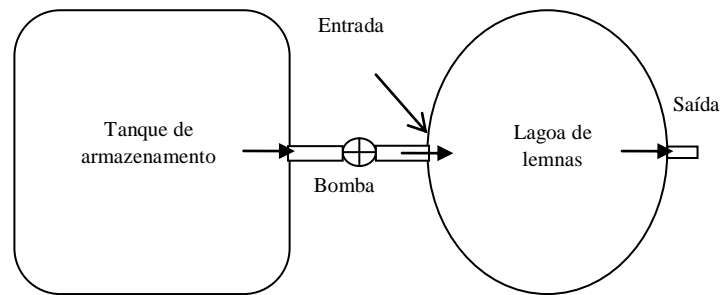
Figura 2- Sistema de tratamento montado em área externa do laboratório (esquerda) e abastecimento do tanque de armazenamento com efluente da ETE de Ilha Solteira (direita).



Fonte: Dados do próprio autor.

O sistema de tratamento proposto para o polimento do efluente em lagoa de lemnas consiste em um tanque de armazenamento, bomba e lagoa de lemnas. O efluente transportado da ETE foi colocado no tanque de armazenamento, o qual possuía capacidade de 1200 L (Figura 2 e 3).

Figura 3- Fluxograma do sistema de tratamento com lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Uma bomba dosadora (helicoidal) associada a um inversor de frequências foram instalados para bombear o efluente (Figura 4). Por meio do inversor de frequências foi possível controlar a vazão bombeada do tanque de armazenamento para a lagoa de lemnas. A vazão adotada foi de 5 L/h (0,12 m³/dia), resultando em um tempo de detenção hidráulico (TDH) de 3,8 dias.

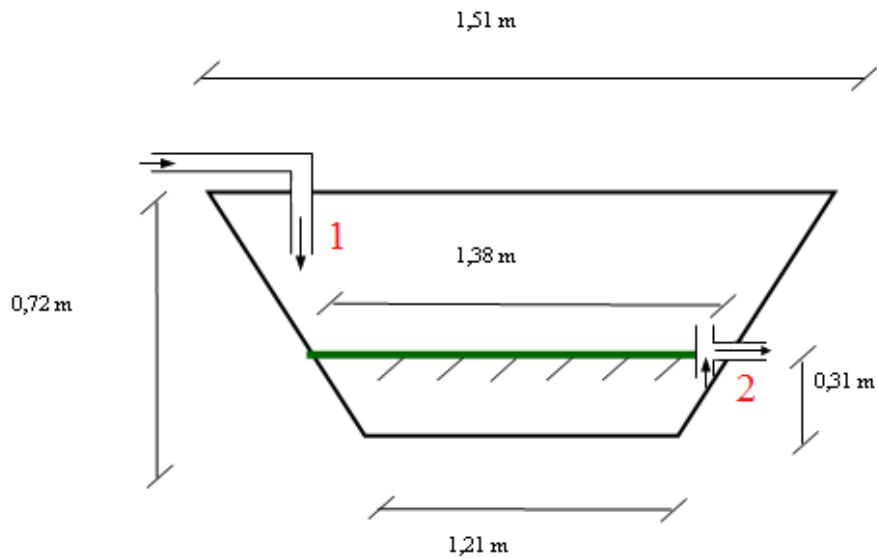
Figura 4- Bomba (esquerda) utilizada para lançar efluente na lagoa de lemnas e inversor de frequência (direita) ao meio.



Fonte: Dados do próprio autor.

A lagoa de lemnas possuía capacidade total de 1000 L, porém, o volume utilizado foi de 440 L (0,44 m³), com área superficial de 1,49 m² e profundidade de 0,31 m. Na figura 5 estão representadas as dimensões da lagoa de lemnas, assim como os locais de entrada e saída do esgoto. O conhecimento das dimensões da lagoa de lemnas foi importante para o cálculo do volume e, conseqüentemente, da vazão e TDH do sistema.

Figura 5- Esquema da lagoa de lemnas com as dimensões em metros.



1 – Entrada do esgoto e local de coleta. 2 – Saída do esgoto e local de coleta.

Fonte: Dados do próprio autor.

O esgoto chegava à lagoa de lemnas por meio de tubulação (indicada pelo número 1 da figura 5) na parte superior da lagoa, sendo também o local de coleta de esgoto na entrada, ou seja, a coleta do esgoto era realizada antes deste atingir a lagoa de lemnas. A saída do esgoto (indicada pelo número 2 da figura 5) estava localizada do lado oposto ao da entrada, sendo, portanto, o local de coleta de esgoto na saída da lagoa de lemnas.

Altos tempos de residência foram utilizados por alguns autores, variando de 15 a 29 dias (TRIPATHI; SHUKLA, 1991; ALAERTS et al., 1996; AL-NOZAILY et al., 2000; ZIMMO et al., 2004; EL-SHAFI et al., 2007). Porém, alguns autores indicam que é possível obter boa eficiência de remoção de alguns compostos com um baixo tempo de detenção (KÖRNER et al., 1998; KÖRNER; VERMAAT, 1998; VAN DER STEEN et al., 1999; EL-KHEIR et al., 2007).

4.2.2 Partida e operação do sistema

O início do funcionamento do sistema de tratamento com lemnas ocorreu em maio de 2014, bem como a pré-coleta de dados (análises físico-químicas, coleta e pesagem da biomassa produzida). Neste período foram feitos ajustes nas instalações, proporcionando condições adequadas de funcionamento, assim como a adaptação das plantas.

Após o período de adaptação das plantas iniciou-se efetivamente as coletas de dados. O período de amostragem ocorreu entre 26 de maio de 2014 e 06 de agosto de 2014.

4.3 ESPÉCIE UTILIZADA

A espécie de lemnas utilizada nesta pesquisa foi a *Landoltia punctata* (Figura 6). A rusticidade, a alta produtividade e a eficiência na remoção de nutrientes foram os pré-requisitos utilizados para a seleção desta espécie. Bergmann et al. (2000) avaliaram 12 espécies diferentes (41 cepas isoladas geograficamente) e demonstraram que *L. punctata* possui o melhor desempenho no tratamento de efluente sintético de suínos, sendo a primeira colocada no ranking em produção de proteína, a sétima colocada no ganho de peso fresco e a nona colocada em porcentagem de peso seco. Outros pesquisadores também utilizaram esta espécie em lagoas de tratamento de efluentes (CHENG et al., 2002; CHAIPRAPAT, 2002; MOHEDANO, 2010). A seguir encontra-se a classificação taxonômica da espécie utilizada:

Reino: Plantae

Divisão: Angiospermae

Classe: Monocotyledoneae

Ordem: Alismatales

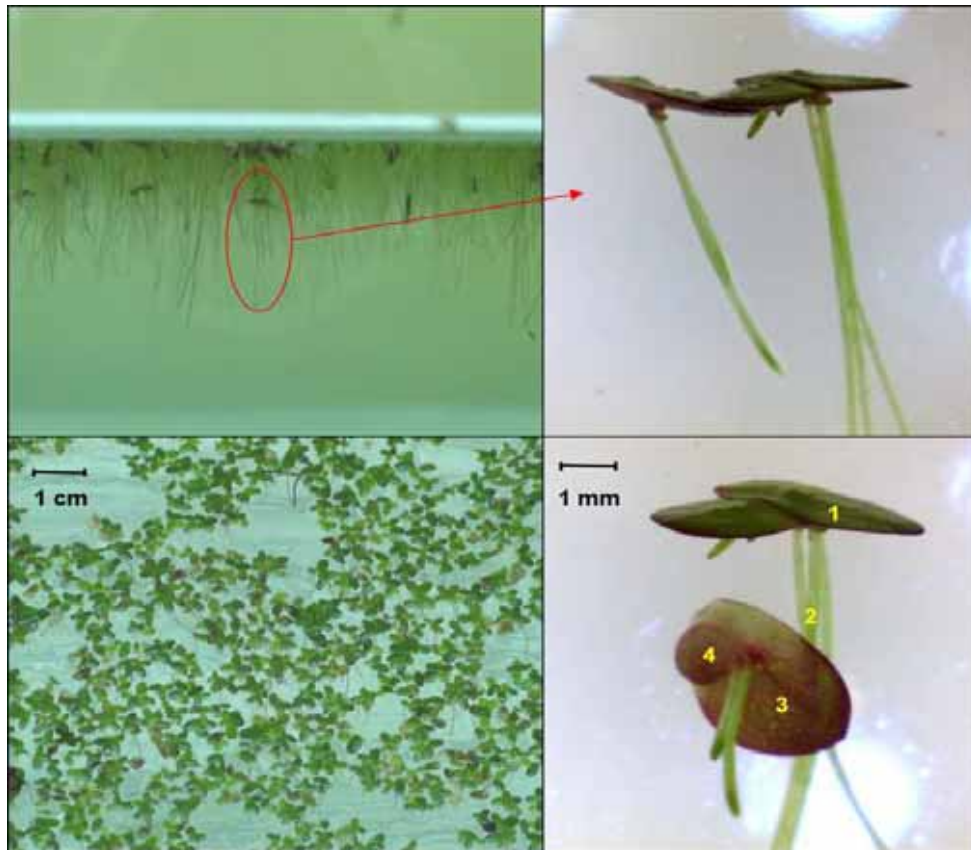
Família: Araceae (Lemnaceae)

Sub-família: Lemnoideae

Gênero: *Landoltia*

Espécie: *Landoltia punctata*

Figura 6- Imagens de *Landoltia punctata*.



1- fronze; 2- raízes; 3- vista inferior da fronze; 4- fronze filha.

Fonte: (MOHEDANO, 2010).

Amostras das plantas foram cedidas pelo Laboratório de efluentes líquidos e gasosos (Labeflu) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Campus de Florianópolis.

4.4 MONITORAMENTO CLIMATOLÓGICO

Os dados de temperatura, umidade relativa do ar, radiação solar global e pluviosidade foram obtidos da Estação Agrometeorológica de Ilha Solteira. O monitoramento dessas variáveis foi realizado em tempo real, sendo coordenado pelo Laboratório de Hidráulica e Irrigação do Departamento de Fitossanidade Engenharia Rural e Solos da UNESP – Campus de Ilha Solteira (UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP, 2014).

4.5 MONITORAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE E DO EFLUENTE AO SISTEMA DE TRATAMENTO COM LEMNAS.

As amostras do esgoto foram coletadas na entrada e na saída da lagoa de lemnas (Figura 7), sempre no período da manhã.

Figura 7- Entrada do esgoto e local de coleta (esquerda) e Saída do esgoto e local de coleta (direita)



Fonte: Dados do próprio autor.

Na Tabela 1 estão discriminadas as variáveis analisadas, frequência de amostragem e os métodos de análise adotados.

Tabela 1- Variáveis analisadas, frequência de amostragem e método de análise.

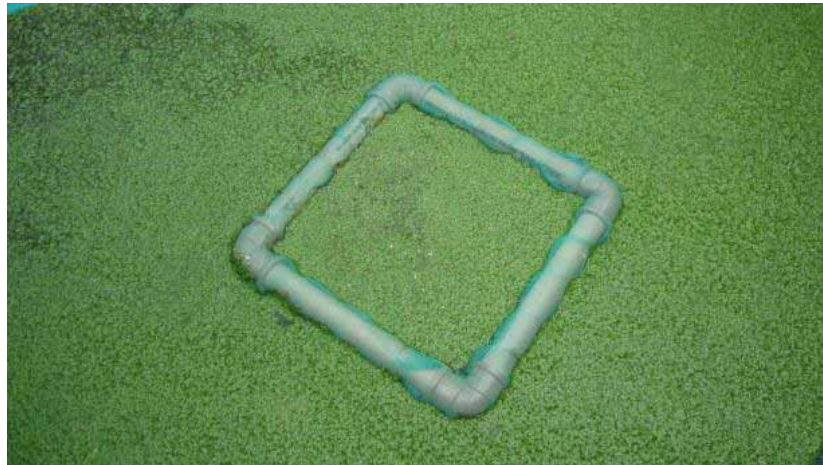
Variáveis	Frequência de amostragem	Método de análise
pH	Diária	pHmetro de bancada digital – Digimed (modelo DM 22)
Temperatura	Diária	Termômetro de mercúrio
Oxigênio dissolvido	Diária	Método 4500-O C. Azide Modification (APHA, 1998)
DQO total	Duas vezes por semana	Método 5220 B. Open Reflux Method (APHA, 1998)
Nitrogênio total	Duas vezes por semana	Conjuntos de reagentes TNT Test N Tube, para análise de Nitrogênio Total da HACH
Fósforo total	Duas vezes por semana	Conjunto de reagentes para análise de Fósforo Total por digestão com persulfato da HACH
DBO ₅	Semanal	Método 5210 B. 5-Day BOD Test (APHA, 1998)
Sólidos totais	Semanal	Método 2540 B. Total Solids Dried at 103-105 °C (APHA, 1998)
Sólidos fixos totais	Semanal	Método 2540 E. Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C (APHA, 1998)
Sólidos voláteis totais	Semanal	Método 2540 E. Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C (APHA, 1998)
Coliformes totais e <i>E.coli</i>	Semanal	Método Oficial AOAC 991.14. Placa para contagem de <i>E. coli</i> e Coliformes 3M™ Petrifilm™

4.6 QUANTIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE LEMNÁCEAS

Nesta etapa da pesquisa, verificou-se a quantidade de lemnáceas produzidas em diferentes frequências de colheita. A verificação da produção deu-se através da comparação da massa seca final e inicial. A metodologia adotada para a quantificação da produção foi adaptada da metodologia descrita por (TAVARES, 2008).

Molduras quadradas em PVC (quadros de PVC – 20 x 20 cm) flutuantes foram construídos e alocados dentro da lagoa de lemnáceas (Figura 7). Com o intuito de se evitar a passagem das plantas para o exterior do quadrado uma rede plástica foi costurada em sua base. Dentro das molduras inseriu-se uma massa inicial de lemnáceas de 30 g (em peso fresco). A biomassa retida no interior das molduras foram colhidas em 3 frequências diferentes, sendo construído um quadro para cada frequência. As colheitas foram feitas a cada 7 dias, 14 dias e a 21 dias, durante todo o período experimental, para verificar alterações na produção das lemnáceas.

Figura 8- Quadro construído em PVC (20 x 20 cm).



Fonte: Dados do próprio autor.

Ao final de cada período estipulado para as colheitas, os quadros foram retirados da lagoa de lemnas, assim como a água em excesso (durante 15 minutos aproximadamente). As plantas foram pesadas em sua forma fresca e seca, em balança de alta precisão. Após a pesagem em sua forma fresca, as lemnas passaram por processo de secagem, realizado em ambiente aberto durante 24 h (Figura 8) e em seguida 24 h em estufa à 60° C. Para os cálculos do ganho de peso, da densidade e da taxa de crescimento relativo da biomassa utilizou-se os valores em peso seco.

Figura 9- Processo de secagem das lemnas em ambiente aberto.



Fonte: Dados do próprio autor.

Para a obtenção do peso seco inicial, pesou-se 30 g de lemnas frescas, as quais foram submetidas ao mesmo processo de secagem das lemnas colhidas nos quadros. Este procedimento foi repetido 3 vezes, obtendo-se uma média dos pesos secos iniciais (1,610 g) utilizada nos cálculos de produtividade.

Após retirar a biomassa dos quadros, foram estocadas 30 g de lemnas fresca dentro do quadro novamente. Este procedimento foi adotado e repetido durante todo o período experimental.

Além de remover a biomassa dos quadros, foi removida uma quantidade de plantas fora dos quadros, ainda dentro do tanque de cultivo, com intuito de manter plantas de boa qualidade no sistema de tratamento com lemnáceas. Este procedimento de retirada regular das lemnáceas do sistema de cultivo se faz necessário para que se disponibilize espaço suficiente para seu desenvolvimento, remoção de nutrientes e produção de biomassa (SKILLICORN et al., 1993).

4.7 CÁLCULOS

4.7.1 Tempo de detenção hidráulica

A estimativa do TDH foi calculada de acordo com a equação (1) (VON SPERLING, 2002).

$$TDH = \frac{A \times H}{Q_a} \quad (1)$$

Onde:

TDH= Tempo de Detenção Hidráulica (dia)

A= Área superficial requerida para a lagoa (m²)

H= Profundidade da lagoa (m)

Q_a= Vazão afluyente (m³/dia)

4.7.2 Eficiência de remoção

A eficiência de remoção de NT, PT, DQO, DBO, Coliformes termotolerantes, Sólidos totais, Sólidos voláteis totais e Sólidos fixos totais foi verificada pela diferença da concentração destes parâmetros, na entrada e na saída do tanque de cultivo. Para a determinação da eficiência de redução dos parâmetros foi utilizada a equação (2):

$$E = \frac{(C_e - C_s)}{C_e} \times 100\% \quad (2)$$

Onde:

E= Eficiência de remoção (%)

C_e= Concentração na entrada (mg/L)

C_s= Concentração na saída (mg/L)

4.7.3 Carga superficial aplicada

O cálculo da carga aplicada foi feito para a DQO, utilizando-se a equação (3):

$$C_s = \frac{10 \times C \times Q}{A} \quad (3)$$

Onde:

C_s = carga superficial aplicada (kgDQO/ha/dia)

C = concentração de DQO (mg/L)

Q = Vazão (m³/dia)

A = área (m²)

4.7.4 Produção de biomassa

O cálculo de ganho de peso foi feito a partir da subtração da quantidade inicial da quantidade final de cada colheita. A densidade de biomassa foi calculada através da relação entre a biomassa colhida de lemnas e a área que ela ocupa (no quadro de PVC), como mostra a equação (4).

$$\text{Densidade de biomassa} = \frac{\text{Massa de lemnas}}{\text{Área ocupada}} \quad (4)$$

Onde:

Densidade de biomassa, em g/m²

Massa de lemnas = massa seca, em g

Área ocupada representada em m²

A produtividade das lemnas foi avaliada a partir da taxa de crescimento relativo (g/m²/dia), que relaciona a quantidade de lemnas removida com a área (área do quadro construído em PVC) e o intervalo de tempo em que ocorreu o crescimento (para cada frequência de colheita). Para o cálculo dessa taxa utilizou-se a equação (5):

$$TCR = \frac{Bt/N}{A} \quad (5)$$

Onde:

TCR= taxa de crescimento relativo (g/m²/dia)

Bt= biomassa total removida no período (g)

N= número de dias do período

A= superfície da lâmina d'água avaliada (quadro) (m²)

4.7.5 Análise dos dados

Os dados obtidos foram armazenados em planilha eletrônica Excel (Microsoft). Para a avaliação do desempenho das lemnaças no polimento do esgoto doméstico, foi calculada a eficiência de remoção dos parâmetros indicadores na lagoa de lemnas, assim como a densidade e a taxa de crescimento relativo (g/m²/d de peso seco) das lemnas.

Através dos diagramas de caixa (Box-plot) pode-se comparar a diferença na distribuição dos dados, de dois ou mais grupos. Os resultados são expressos por médias e desvio padrão quando apresentam distribuição normal, sendo que média representa bem os dados quando existe simetria, quando não ocorrem os valores extremos, altos ou baixos, os chamados “out-liers”. Já a mediana, 1º quartil (25% dos dados), e 3º quartil (75% dos dados), são usados quando não existe simetria nos dados, tornando-se uma maneira mais adequada para representação dos dados (TAVARES, 2008).

Os valores das concentrações das variáveis analisadas, na entrada e saída do sistema de tratamento foram inseridos em gráficos de colunas, mostrando as diferenças de concentrações antes e após o tratamento na lagoa de lemna, assim como, as eficiências de remoção. Os dados obtidos também foram inseridos em diagramas de caixa (Box-plot) para melhor visualização da distribuição dos dados, utilizando a mediana como medida central. A geração dos gráficos foi feita com auxílio do software EXCEL 2007 (Microsoft).

A capacidade de polimento pelas lemnas foi comparada através da Análise de Variância (ANOVA). A ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Neste trabalho foram avaliados dois tratamentos: Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas), com níveis de confiança a 1% e a 5%. O teste de Tukey foi utilizado para comparar os valores médios quando houve diferenças significativas entre os tratamentos.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Este item apresenta e discute os resultados obtidos a partir dos procedimentos experimentais propostos.

A eficiência de remoção foi calculada para a determinação do desempenho das lemnáceas no polimento do efluente. Paralelamente, a densidade e a taxa de crescimento relativo da biomassa foram mensuradas em diferentes frequências de colheita.

5.1 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS QUALITATIVAS DO EFLUENTE

5.1.1 Variáveis climáticas

Na Tabela 3, encontram-se os valores máximos, médios e mínimos da temperatura e umidade relativa do ar, radiação solar global média e pluviosidade durante o período experimental.

Tabela 2- Dados climatológicos registrados durante o período experimental

Temperatura (°C)			Umidade relativa do ar (%)			Radiação solar global (MJ/m ² .dia)	Precipitação (mm)
Máxima	Média	Mínima	Máxima	Média	Mínima		
34,5	22,3	10,5	100,0	70,6	24,7	13,0	96,8

Apesar da variação na temperatura ambiente durante o monitoramento, não foram registradas temperaturas que pudessem ser prejudiciais às lemnas. As temperaturas máxima e mínima, registradas ao longo do período experimental foram 34,5 ° C e 10,5 ° C, respectivamente. Iqbal (1999), relata que em temperaturas acima de 35 ° C as plantas podem diminuir a produtividade pelo estresse causado pelo calor. O autor afirma ainda que a temperatura mínima para o crescimento das lemnas é de 7 ° C e que a faixa de temperatura ideal está entre 25 ° C e 31 ° C, dependendo da espécie. *L. punctata* é uma espécie nativa, e a cepa utilizada é adaptada para as condições climáticas tropicais e sub-tropicais (MOHEDANO, 2010).

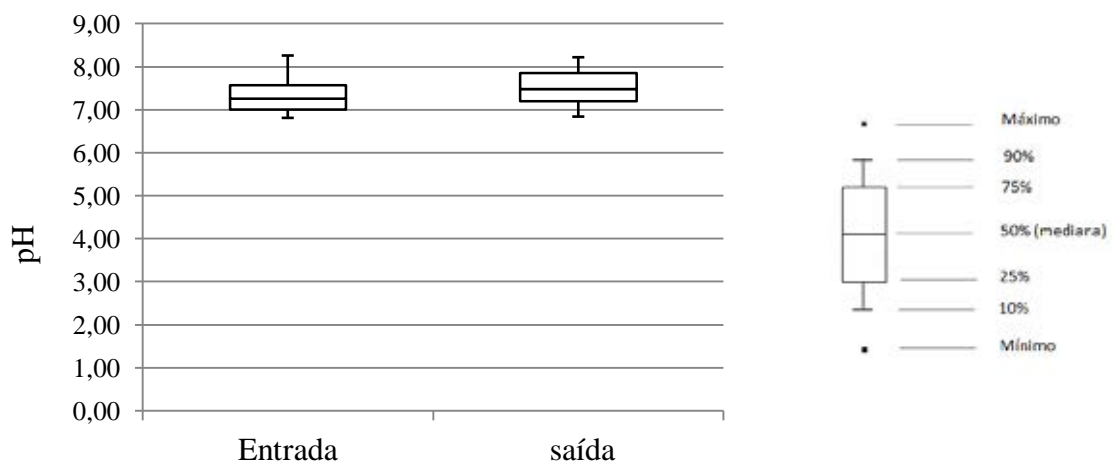
A precipitação durante o período experimental foi de 96,8 mm. Segundo Iqbal (1999), os efeitos da chuva sobre o crescimento das lemnas não são bem claros. Os efeitos positivos

reportados incluem a melhoria da absorção de nutrientes pela limpeza das superfícies de absorção, a força física para a rápida separação das frondes filhas das frondes mãe e adição de enxofre, fosfato, nitrato e bicarbonato. Os possíveis efeitos negativos incluem chuvas prolongadas que diminuem a luminosidade drasticamente, a diluição dos nutrientes e a parcial submersão das partes fotossintéticas das plantas. Além disso, o impacto mecânico das chuvas prolongadas pode causar estresse na população de lemnas, as quais ficam emaranhadas pelas raízes permanecendo submersas, porém, este fato não foi observado neste estudo, pois a precipitação ocorrida durante o período experimental não foi prolongada.

5.1.2 pH

A Figura 9 mostra os dados relativos ao pH registrados ao longo do período experimental nos dois pontos de coleta (Entrada e Saída). O valor máximo e mínimo de pH na entrada foi de 8,26 e 6,81 e na saída foi de 8,22 e 6,84, respectivamente. A metade dos dados estão compreendidos entre 7,01 e 7,57 na entrada e 7,20 e 7,85 na saída.

Figura 10- Distribuição dos valores de pH na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

A partir dos dados coletados e da análise de variância, pode-se perceber que houve um aumento do pH após o tratamento com as lemnas. A análise de variância (Tabela 3) para o pH apresentou variações significativas ($p < 0,05$). Apesar de os valores de pH apresentarem-se mais elevados na saída, estes sempre estiveram dentro da faixa ideal para o crescimento das plantas.

Tabela 3- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis pH, OD e Temperatura na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).

FV	pH	OD	Temperatura
QM	1,3846	43,56	96,1538
FC	4,009	24,494	22,552
teste F	0,04*	0**	0**

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns: não significativo.

Segundo Skillicorn et al. (1993) as lemnas podem sobreviver em uma faixa de pH de 5 a 9, mas a melhor faixa para o crescimento vai de 6,5 a 7,5. Quando o pH está abaixo de 7,0, a amônia pode estar em seu estado ionizado, como o íon amônio, que é a forma preferida das plantas. Um pH alcalino altera o equilíbrio íon amônio-amônia para o estado não-ionizado o que resulta na liberação de gás de amônia livre, que é tóxico para as lemnas.

5.1.3 Oxigênio dissolvido (OD)

Ao mesmo tempo em que a atividade fotossintética favorece a oxigenação, a cobertura vegetal diminui a superfície de contato com a atmosfera reduzindo a difusão do oxigênio, sendo ponto de discordância entre autores a respeito da presença de oxigênio dissolvido em lagoas de lemnas (AL-NOZAILY et al., 2000; KÖRNER et al., 1998).

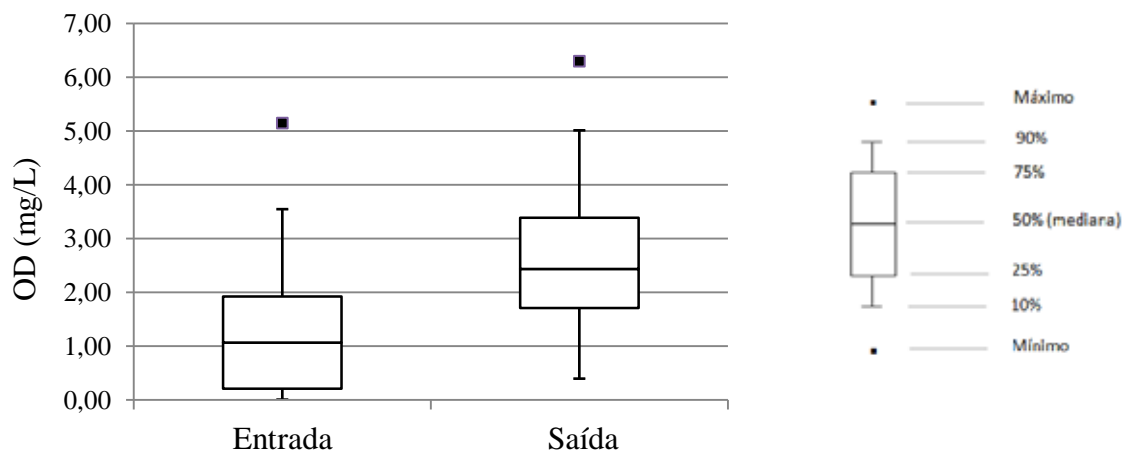
Segundo Mohedano et al., 2014, a maioria das espécies de lemnas, tais como a *L. punctata*, tem estômatos virados para cima que liberam oxigênio na atmosfera, o que não ajuda a explicar o aumento de OD na coluna d'água. Como uma hipótese, estes autores acreditam que a parede celular fina, o baixo teor de lignina e os cloroplastos presente nas raízes das lemnas, permitem o fluxo de oxigênio dos tecidos vegetais para a água por difusão direta, beneficiando assim, a comunidade heterotrófica aderida pelo uso de OD e reforçando a oxidação da matéria orgânica na lagoa.

Sabe-se que a principal função das lemnas em tratamento secundário e terciário é a recuperação de nutrientes, mas deve-se considerar que as plantas formam uma manta na superfície da água inibindo a entrada de oxigênio, tanto por difusão, quanto pela produção pelo fitoplâncton (CHAIPRAPAT et al., 2003). Por outro lado, Alaerts et al. (1996)

observaram elevações na concentração de OD em lagoas cobertas por lemnas, para esgoto doméstico.

Neste estudo, observou-se o aumento de OD após o tratamento na lagoa de lemnas (Figura 11). Em alguns momentos, o oxigênio dissolvido na entrada, atingiu valores nulos e após o tratamento com lemnas estes valores elevaram-se (em média 1,73 mg/L). O valor máximo de OD na entrada foi de 5,4 mg/L e de 6,2 mg/L na saída, porém metade dos valores estão compreendidos entre 0,2 e 2,0 mg/L na entrada e 1,7 e 3,4 mg/L na saída.

Figura 11- Distribuição dos valores de OD na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Mohedano (2010), utilizando a mesma espécie em efluente de suinocultura, obteve um aumento na concentração de OD nas lagoas de lemnas. Os resultados apresentados por este autor mostram que o efluente saiu de uma condição anaeróbia para aeróbia, atingindo valores médios de $3,0 \pm 1,2$ mg/L na última lagoa do sistema de tratamento adotado.

Utilizando a espécie *Spirodela polyrrhiza* em esgoto doméstico sintético, Caicedo (2005) observou baixas concentrações de oxigênio. Os maiores valores de oxigênio foram encontrados no sistema com pré-tratamento de UASB, sendo observadas concentrações acima de 1,0 mg/L, porém no sistema sem pré-tratamento apenas nas últimas lagoas os valores de oxigênio ficaram acima de 1,0 mg/L.

Tavares (2008) também determinou baixas concentrações de OD (abaixo de 1,0 mg/L) em experimento piloto, utilizando 4 tanques com $2,57 \text{ m}^2$ de área superficial em cada um e volume útil de $3,8 \text{ m}^3$, observando uma baixa relação área superficial/volume. No trabalho

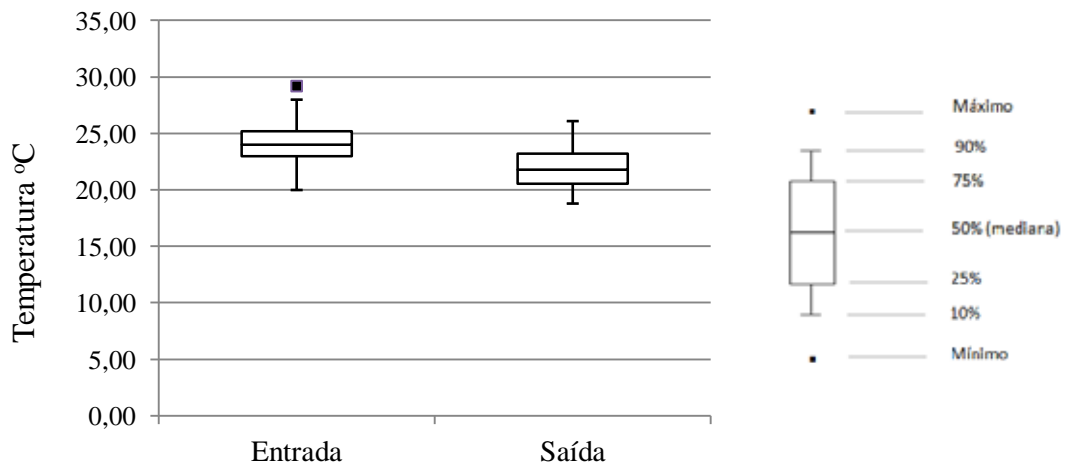
realizado por Caicedo (2005), essa relação é menor ainda (1,44). Neste trabalho a relação área superficial/volume foi de 3,38, sendo maior que a apresentada nos dois exemplos anteriores, apontando que as maiores concentrações de OD podem estar associadas com esta maior relação, portanto, quanto maior a área superficial e mais raso for o tanque, mais eficiente será o processo de difusão do gás.

A partir da análise de variância detectou-se um aumento significativo na concentração de OD ($p < 0,01$) (Tabela 3), na entrada e saída da lagoa de lemnas. A atividade fotossintética das lemnas parece ter influenciado no incremento da concentração de OD, possivelmente devido à contínua transferência de oxigênio através das plantas e o sistema radicular.

5.1.4 Temperatura

Nos valores de temperatura, percebeu-se um declínio após o tratamento na lagoa de lemnas. De acordo com a Figura 12, 50% dos dados encontram-se entre 23 ° C a 25 ° C na entrada e de 23 ° C a 20,5 ° C na saída.

Figura 12- Distribuição dos valores de temperatura na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

A temperatura na lagoa de lemnas apresentou uma redução significativa ($p < 0,01$), entre a entrada e a saída (Tabela 3). Este declínio nos valores de temperatura pode ser atribuído à

cobertura pelas lemnas, causando um sombreamento e atenuando os efeitos da temperatura ambiente sobre a temperatura no efluente da lagoa coberta por lemnas.

Segundo Caicedo (2005), a cobertura pelas lemnas absorve e reflete a radiação solar, reduzindo o aquecimento nas camadas superiores. Zimmo et al. (2002) observaram que em estações mais quentes, o sombreamento causado pelas lemnas resultou na diminuição da temperatura da água de aproximadamente 1° C em lagoas de lemnáceas comparadas com lagoas baseadas em algas.

5.1.5 Matéria orgânica – DQO e BDO₅

A concentração de DQO na entrada da lagoa de lemnas teve variações ao longo do período experimental. Estas flutuações estão relacionadas às variações na composição do efluente transportado da ETE de Ilha Solteira até o tanque de armazenamento, apresentando composição diversificada.

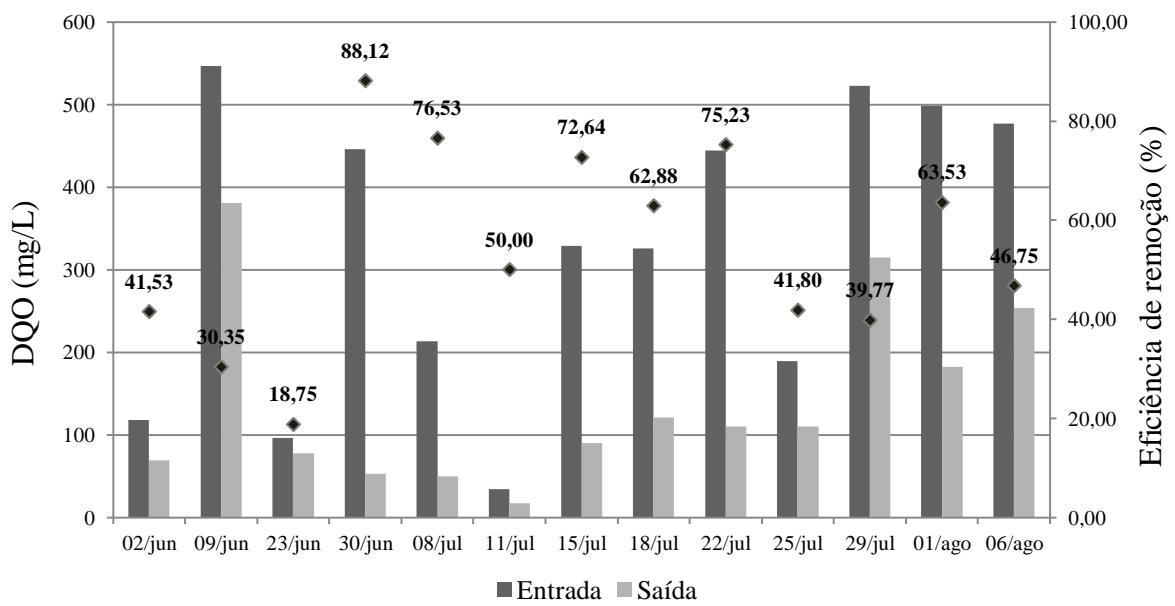
As cargas superficiais aplicadas de DQO durante o experimento estão apresentadas na tabela 4. A maior carga aplicada foi de 440,54 Kg DQO/ha/dia. Este valor de carga de DQO aplicada é superior à obtida por Mohedano (2010). Este autor apresenta uma carga aplicada de DQO de 186 Kg/ha/dia, com 96,7% de eficiência média de remoção de DQO.

Tabela 4- Cargas superficiais aplicadas na lagoa de lemnas durante o período experimental.

Período	Entrada	
	DQO (mg/L)	(KgDQO/ha/dia)
02/jun	118	95,03
09/jun	547	440,54
23/jun	96	77,32
30/jun	446	359,19
08/jul	213	171,54
11/jul	34	27,38
15/jul	329	264,97
18/jul	326	262,55
22/jul	444	357,58
25/jul	189	152,21
29/jul	523	421,21
01/ago	499	401,88
06/ago	477	384,16

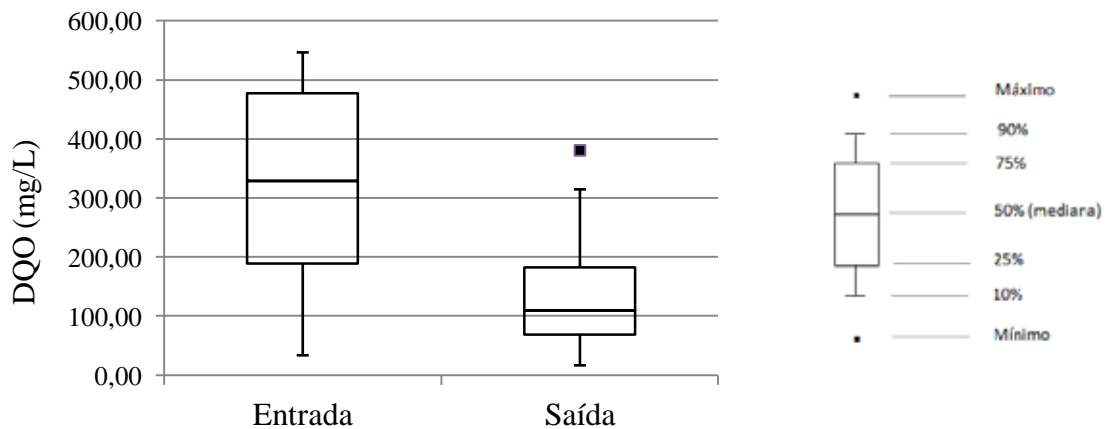
Ao avaliar a concentração de DQO no experimento, notou-se uma concentração de 547 mg/L de DQO na entrada (Figura 13 e 14). Em outro momento a concentração de DQO na entrada da lagoa é baixa, chegando a um valor de 34 mg/L. No período em que ocorreu a maior concentração de DQO (547 mg/L), a eficiência de remoção foi de 30,35% e para a menor concentração de DQO a eficiência de remoção foi de 50,0 %. Houve um caso em que um valor menor de DQO na entrada (96 mg/L) da lagoa de lemnas teve a menor eficiência de remoção (18,75%).

Figura 13- Concentração de DQO (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 14- Distribuição dos valores de DQO na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

A metade das concentrações de DQO encontram-se entre 189 e 477 mg/L na entrada. As concentrações recomendadas por Smith e Moelyowati (2001) para o tratamento em lagoa de lemnas é 300 a 500 mg/L de DQO, dependendo da temperatura.

Alaerts et al. (1996) obtiveram boas remoções de DQO, com um tempo de detenção de 20,4 dias. El-Kheir et al. (2007), também obtiveram boas reduções de DQO, com tempo de detenção de 8 dias, cerca de 89% de DQO foram removidas em lagoas cobertas por lemnas.

Körner et al. (1998) alcançaram remoções de DQO de 74 a 78 %, com tempo de detenção de 3 dias, utilizando esgoto doméstico, porém os autores mantiveram a cultura de lemnas sob condições de temperatura e luminosidade constantes, as quais não foram adotadas neste estudo. Estes mesmos autores relataram que a remoção de DQO foi significativamente mais rápida na presença das lemnas do que na ausência e que a estrutura da superfície das lemnas e a maneira como o oxigênio é fornecido são elementos importantes.

Tavares et al. (2008), também obtiveram bom desempenho da macrófita aquática *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluente de suinocultura, avaliando 5 diferentes teores de DQO (400, 550, 700, 850 e 1.000 mg.L⁻¹). Os teores de DQO de 400 e 550 mg.L⁻¹ obtiveram as melhores eficiências de remoção (94,8 e 92,7%, respectivamente), com tempo de detenção de 21 dias. Pode-se perceber, que com maiores tempos de detenção a eficiência de remoção de DQO é mais satisfatória, podendo explicar as baixas eficiências encontradas neste estudo em que o tempo de detenção foi em torno de 3 dias.

A análise de variância (Tabela 5) demonstrou diferença significativa ($p < 0,01$) entre a entrada e a saída da lagoa de lemnas para a concentração de DQO, indicando que o pós-tratamento de efluente doméstico de lagoa de estabilização pode ser realizado em lagoa de lemnas. Sims et al. (2013), utilizando a espécie *Lemna minor* para tratamento de águas pluviais, não encontraram diferença significativa entre as duas lagoas cobertas por lemnas, porém obtiveram remoção de DQO de 83% e 85% na lagoa 1 e lagoa 2, respectivamente, com um tempo detenção hidráulico de 10 dias em ambas lagoas.

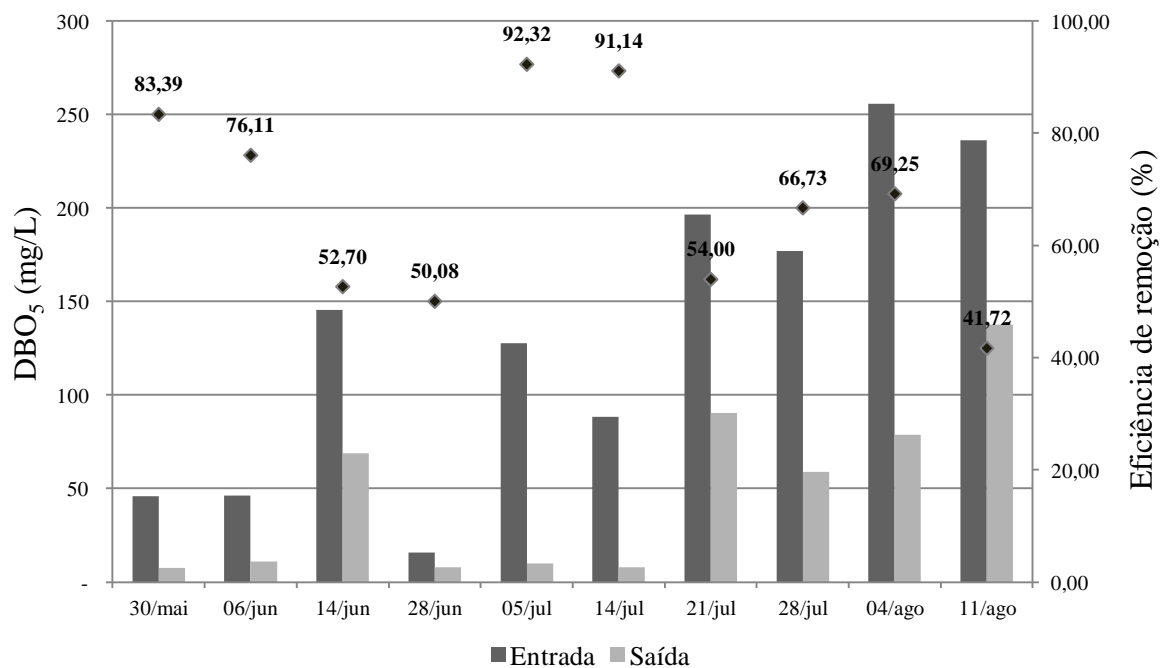
Tabela 5- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis DQO e DBO₅ na Entrada (antes do tratamento com lenhas) e Saída (após tratamento com lenhas).

FV	DQO	DBO ₅
QM	226440,1428	31836,0555
FC	10,841	8,359
teste F	0,0029**	0,0106**

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns: não significativo.

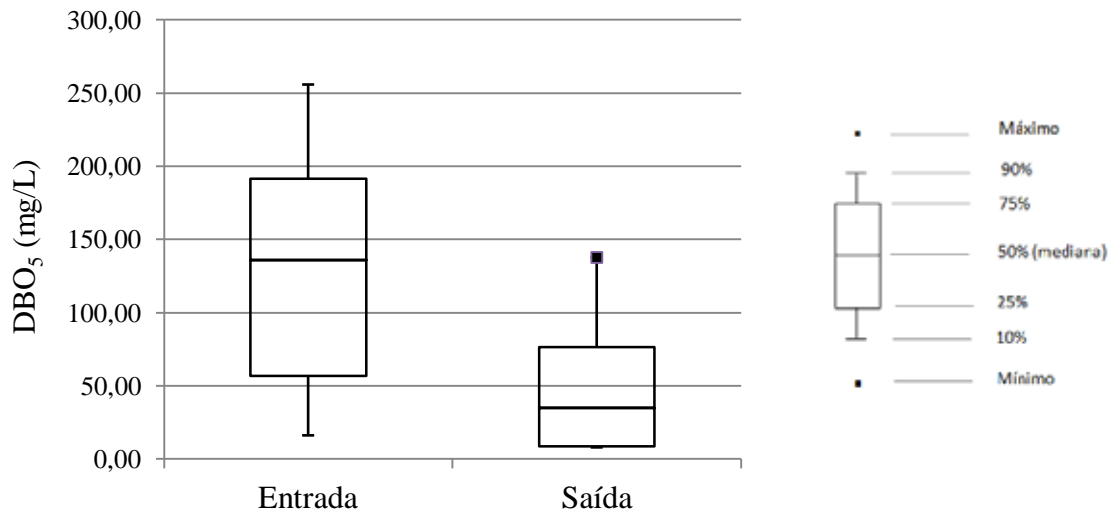
Assim como a concentração de DQO, a DBO₅ na entrada da lagoa de lenhas também teve variações ao longo do período experimental (Figura 15 e 16).

Figura 15- Concentração de DBO₅ (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 16- Distribuição dos valores de DBO₅ na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Em geral, a eficiência de remoção de DBO₅ foi maior que a de DQO. Vale ressaltar, que o efluente de lagoas de estabilização contém grande quantidade de microalgas, as quais podem não ter sido degradadas sob a sombra das lemnas em apenas 3 dias de TDH.

A maior eficiência de remoção (92,32%) ocorreu em uma concentração inicial de DBO₅ de 128,0 mg/L, chegando a uma concentração de 10 mg/L após o tratamento com as lemnas. Ocorreram concentrações de DBO₅ mais elevadas que 128,0 mg/L na entrada da lagoa de lemnas, porém as eficiências de remoção foram menores. A partir da figura 15 pode-se perceber que para as menores concentrações na entrada da lagoa de lemnas houve maiores eficiências de remoção.

Os experimentos desenvolvidos por Alaerts et al. (1996) constataram que com um tempo de detenção de cerca de 20 dias, a coluna d'água permaneceu aeróbia durante todo o período, sendo possível obter remoções de DBO de 96% de efluente doméstico em uma lagoa de 0,6 ha contendo lemnáceas. Em lagoas de lemnas, Zimmo et al. (2002) obtiveram maior redução média anual de DBO₅ (92%) do que em lagoas baseadas em algas (85%).

Iqbal (1999) cita que as raízes das lemnas retêm partículas orgânicas e são submetidas à biodegradação de microrganismos aeróbios e parte dos produtos degradados são assimilados pelas plantas. A região próxima às raízes apresenta maior concentração de OD estimulando a oxidação aeróbia da matéria orgânica e, portanto a redução da DBO. A remoção em excesso

das plantas e a redução do tempo de detenção podem prejudicar a eficiência de remoção da matéria orgânica.

Houve diferença significativa para a DBO_5 ($p < 0,01$), na entrada e saída da lagoa de lemnas. El-Shafai et al. (2007) não encontrou diferenças significativas ($p > 0,05$), avaliando 3 lagoas de lemnas em efluente doméstico de um reator UASB, para os períodos de verão e inverno, sendo afetadas pela temperatura.

Ainda segundo El-Shafai et al. (2007) é provável que a remoção de DQO e DBO em lagoas de lemnas seja dependente do tempo de detenção hidráulica. Com maiores TDH, os sistemas de tratamento com lemnas não estão fortemente dependentes da temperatura, porém em baixos TDH a temperatura pode afetar estas remoções.

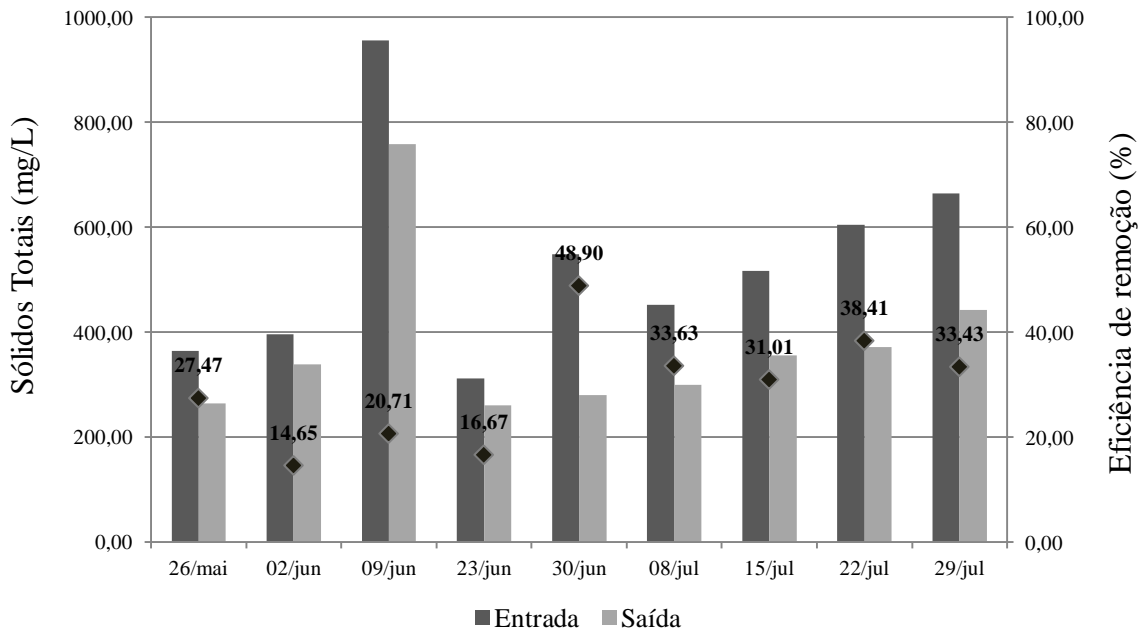
As concentrações de OD podem ter melhorado a eficiência de remoção de matéria orgânica em tempo de retenção de 3 dias. Caicedo (2005) observou baixos níveis de OD, porém conseguiu elevadas remoções de matéria orgânica em um tempo de detenção de 12 dias, visto que, baixos níveis de oxigênio têm sido apontados como a principal limitação em lagoas de lemnas.

5.1.6 Sólidos totais

As concentrações de sólidos totais (ST) encontram-se na Figura 17. Em geral as concentrações não sofreram grandes variações na entrada, porém, notou-se um pico de 956,0 mg/L. Este pico coincide com elevadas concentrações de outras variáveis, como por exemplo a DBO_5 e a DQO. Pode-se observar que 50% dos dados de ST (Figura 18) encontram-se entre 396 e 604 mg/L na entrada e entre 280 e 372 na saída. Devido o experimento ser realizado com efluente real, fornecido de uma ETE, o mesmo estava sujeito a variações na sua composição quanto às diferentes variáveis.

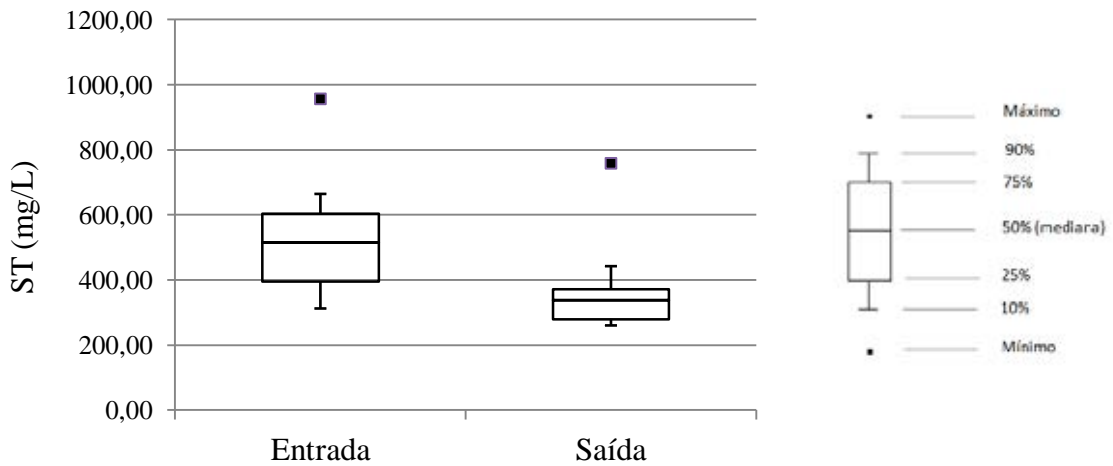
Tavares (2008) encontrou concentrações de médias de $2518,9 \pm 866,7$ mg/L de sólidos totais na entrada do sistema de tratamento com lemnas e de $1718,1 \pm 557,0$ mg/L na saída. Polisel (2005) obteve concentrações médias de sólidos totais de 590 mg/L no afluente e de 566 mg/L no efluente de lagoas de lemnas.

Figura 17- Concentração de Sólidos totais (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 18- Distribuição dos valores de sólidos totais na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Skillicorn et al. (1993) e Iqbal (1999) citam que os principais mecanismos para redução de sólidos nas lagoas com lemnas são a filtração física pelas raízes, a barreira para o vento

criando um ambiente propício para sedimentação e, principalmente, redução de algas, pelo sombreamento.

El-Shafai et al. (2007), trabalharam com lemnáceas como pós-tratamento de efluente de reatores UASB, com tempo de detenção de 15 dias e observaram que a remoção de sólidos suspensos no inverno foi maior que no verão, sendo 63% e 43% , respectivamente. Tavares *et al.* (2008), utilizando lemnáceas no tratamento terciário de efluentes de suinocultura, testou diferentes concentrações de DQO e obtiveram uma eficiência de remoção de sólidos totais de 77% na concentração de 400 mg/L de DQO, em um período de 21 dias.

Zimmo et al. (2002) notaram remoções de sólidos suspensos totais (SST) de 71% em lagoas de lemnas e de 37% em lagoas baseadas em algas. As melhores remoções de SST nas lagoas de lemnas podem ser atribuídas ao menor desenvolvimento de algas e melhor sedimentação devido ao efeito de sombreamento e condições de imobilidade fornecida pela cobertura com lemnas.

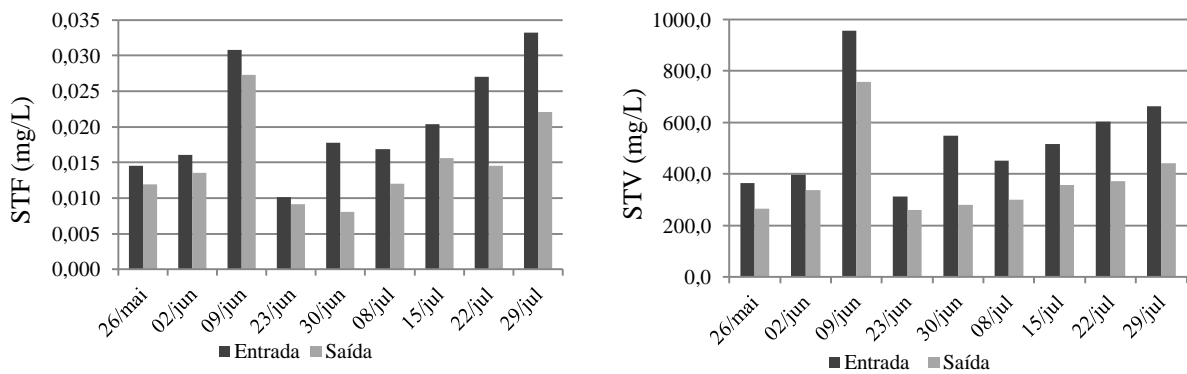
Comparada com alguns estudos a remoção de ST encontrada neste estudo pode ser considerada baixa, sendo a maior eficiência de remoção de 48,90%. Polisel (2005), também encontrou baixas eficiências de remoção de ST (4,1%), utilizando um TDH de 2 dias (inferior ao deste trabalho). Sendo assim, é possível afirmar que o tempo de detenção é uma variável importante na remoção de ST.

Alguns autores relacionam a presença de algas com as remoções de sólidos suspensos, associando a decomposição de grande quantidade de algas (causada pela morte destas através do sombreamento proporcionado pela manta de lemnas) com um aumento de sólidos suspensos no efluente (TAVARES et al., 2008). No presente estudo não foram realizadas análises para a detecção e quantificação, tanto de sólidos suspensos quanto a presença de algas. No entanto, os sólidos suspensos fazem parte da composição de sólidos totais e, assim, as baixas concentrações de ST sugerem que a proliferação de algas pode ter sido pequena.

Os sólidos podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado, suas características químicas e decantabilidade. Os sólidos totais são os sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos coloidais. Os sólidos totais fixos (STF) representam a matéria inorgânica e mineral ao passo que os sólidos totais voláteis (STV) representam uma estimativa da matéria orgânica (VON SPERLING, 2005).

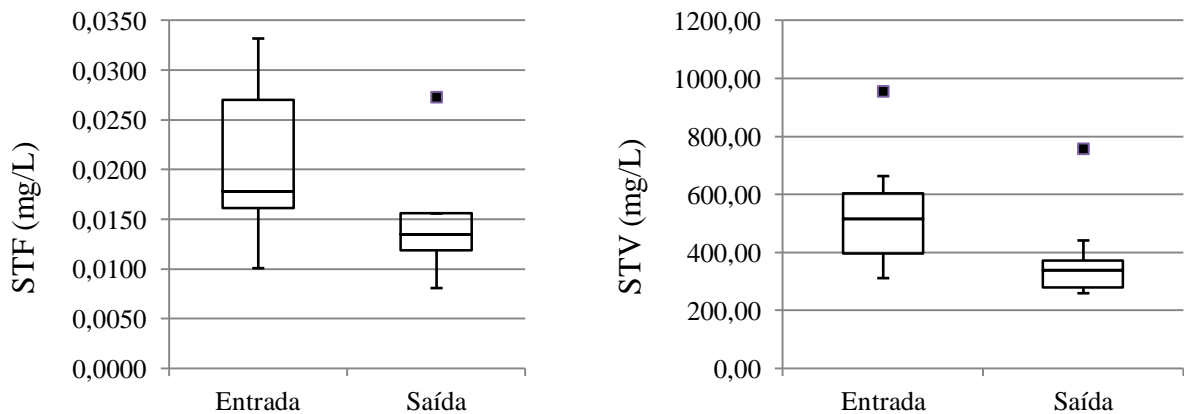
A partir dos resultados apresentados na Figura 19 e 20, observa-se que houve maior concentração de matéria orgânica, representada pela concentração de STV, do que da matéria inorgânica (STF). A maior concentração de STV foi 955,9692 mg/L na entrada da lagoa, sendo este valor reduzido a 757 mg/L após o tratamento com lemas. Em relação ao STF, a maior concentração foi de 0,0332 mg/L na entrada e, após o tratamento com lemnáceas, a concentração é reduzida para 0,0221 mg/L.

Figura 19- Concentração de STF (mg/L) e STV (mg/l) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 20- Distribuição dos valores de STF e STV na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Tavares (2008) demonstrou maiores concentrações para STV do que para STF, utilizando efluente de suinocultura. A autora obteve resultados médios de 1350 e 1328 mg/L para STF e de 295 e 200 mg/L para STV na entrada e saída, respectivamente, de tanques contendo lemnas. Este fato pode ser explicado devido à diferença nas características dos efluentes utilizados.

Mohedano (2010) constatou uma eficiência média de remoção de sólidos de 92, 8%, também utilizando efluente de suinocultura e este ainda afirma que a concentração de sólidos em dejetos suínos é bastante elevada considerando a baixa diluição das fezes e o resto de alimentos.

A análise de variância para a série de sólidos demonstrou que não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre a entrada e saída da lagoa de lemnas (Tabela 6), portanto o sistema de tratamento em tanque de lemnas adotado neste estudo, não favoreceu a remoção de sólidos totais significativamente.

Tabela 6- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis ST, STF e STV na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).

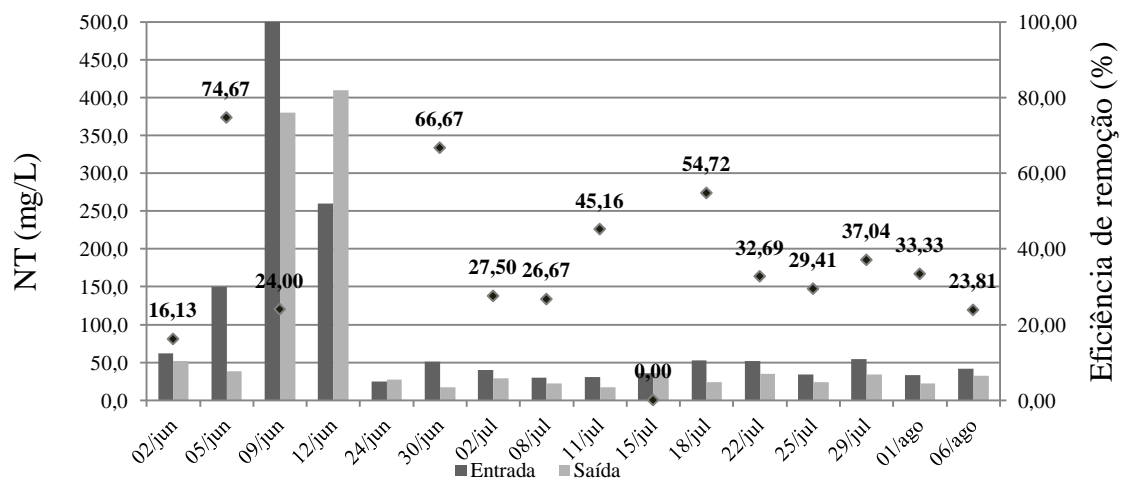
FV	ST	STF	STV
QM	115520,2222	0,000154	115511,7786
FC	3,716	3,092	3,715
teste F	0,0719 ns	0,0978 ns	0,0719 ns

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns: não significativo.

5.1.7 Nitrogênio total e Fósforo total

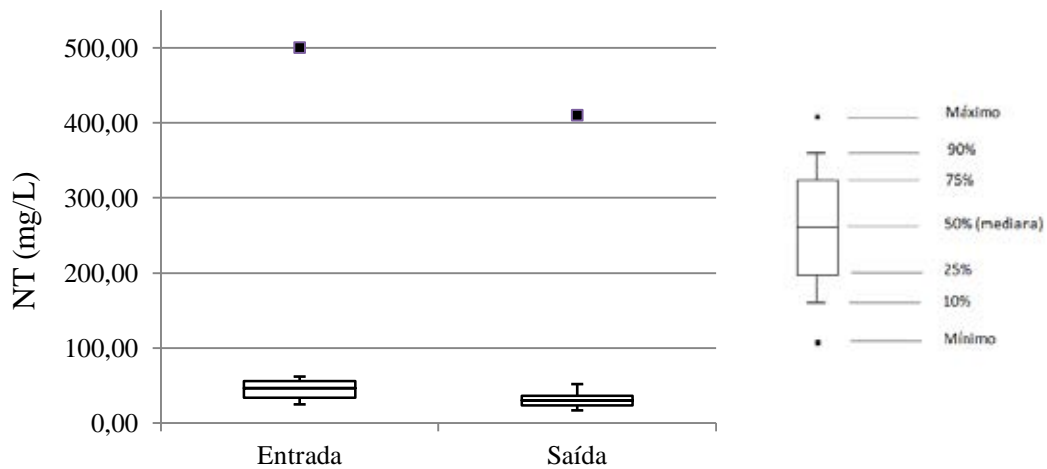
A remoção dos nutrientes na lagoa com lemnas apresentou resultados positivos. Neste estudo avaliou-se apenas o nitrogênio total (NT), as Figura 21 e 22 apresentam as concentrações e distribuição dos dados de NT ao longo do período experimental.

Figura 21. Concentrações de NT (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 22- Distribuição dos valores de nitrogênio total (NT) na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Nota-se que as concentrações de NT sofreram uma redução na entrada da lagoa de lemnas durante o período de monitoramento. Assim como em outras variáveis ocorreu um pico de NT na entrada da lagoa de lemnas, devido à variação da composição do efluente oriundo da ETE. A maior concentração de NT na entrada foi de 500,0 mg/L, após este pico os valores da concentração de NT diminuíram consideravelmente.

Observou-se também que em duas coletas a concentração de NT foi maior na saída em relação à entrada, este fato pode ser explicado devido à coleta ter sido realizada no mesmo dia em que o efluente da ETE foi colocado no tanque de armazenamento, assim o efluente da lagoa de lemnas não correspondia ao mesmo efluente da entrada da lagoa.

Em relação a remoção de NTK, Körner e Vermaat (1998) registraram eficiência de remoção de 73 a 97%, em escala piloto, com tempo de detenção de 3 dias tratando efluente doméstico. Alaerts et al. (1996), observaram uma redução de 60 a 80 % de nitrogênio total no efluente em um período de 20 dias.

Mohedano et al. (2012), obtiveram eficiências de 95% na remoção de NTK, no efluente de suinocultura utilizando a mesma espécie. Xu e Shen (2011) alcançaram remoções de 83,7% de nitrogênio total em efluente de suinocultura, utilizando a espécie *Spirodela oligorrhiza*.

A maior eficiência de remoção de NT encontrada neste estudo foi de 74,67%, sendo menor que a remoção encontrada por outros autores e a menor eficiência foi de 16,13% (Tabela 7).

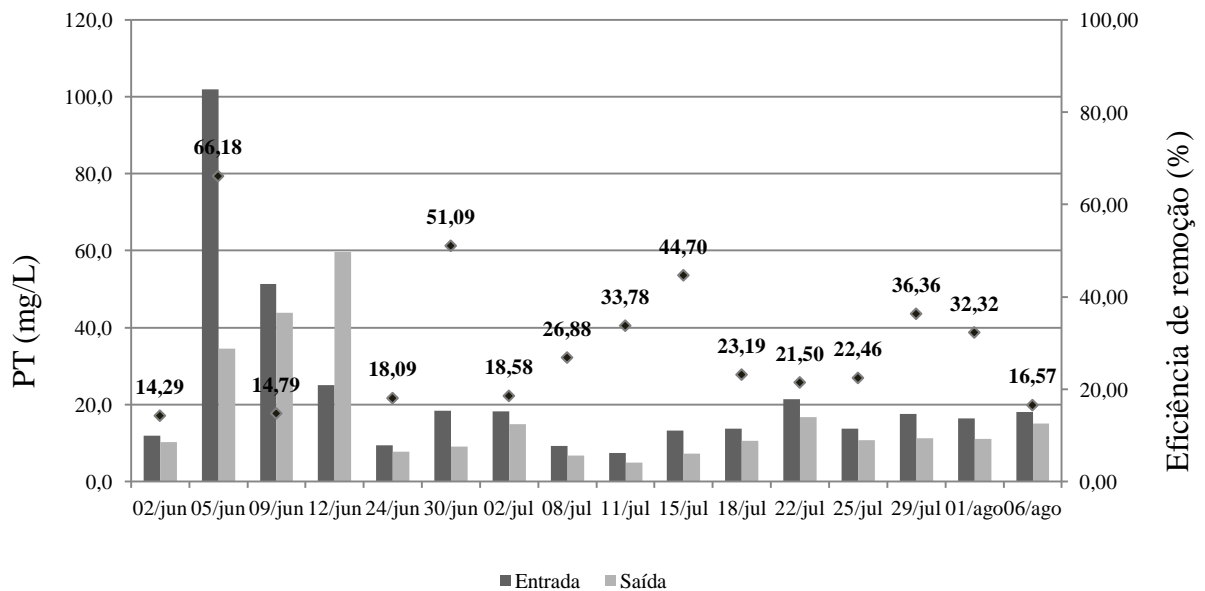
Tabela 7- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para as variáveis NT e PT na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).

FV	NT	PT
QM	2466,7777	334,2802
FC	0,178	0,949
teste F	0,6759 ns	0,3369 ns

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns: não significativo.

Neste estudo foi avaliado o fósforo total (PT). A Figura 23 mostra a concentração de PT ao longo do período de monitoramento.

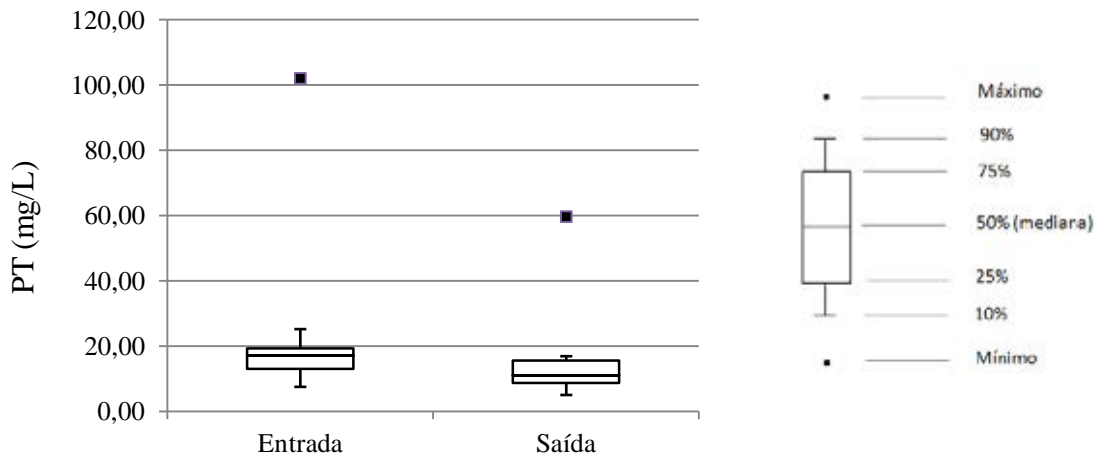
Figura 23- Concentrações de PT (mg/L) e eficiência de remoção (%) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Assim como na concentração de NT, notou-se uma diminuição da concentração de PT na entrada da lagoa de lemnas ao longo do experimento (Figura 24). Este fato pode ser explicado devido às variações na composição do esgoto derivado da ETE.

Figura 24- Distribuição dos valores de fósforo total (PT) na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Os picos com os maiores valores da concentração de PT coincidem com os picos nas concentrações de NT. A maior concentração de PT na entrada da lagoa de lemnas foi de 102,0 mg/L, sendo reduzida para 34,5 mg/L e a menor concentração foi de 7,4 mg/L na entrada, reduzindo-se para 4,9 mg/L após o tratamento com as lemnas.

A absorção de nitrogênio, fósforo e potássio, entre diversos outros nutrientes, é fundamental para o metabolismo de todos os vegetais superiores. Os valores para a remoção de fósforo por lemnáceas encontrados na literatura são de 5 a 10 vezes menores do que para a remoção de nitrogênio, embora estes valores encontrarem-se em diferentes escalas na bibliografia.

Körner e Vermaat (1998) afirmaram que as lemnas foram responsáveis por 63-83% da remoção do fósforo total em esgoto doméstico, em um experimento com *Lemna gibba*. El-Shafai et al. (2007) apontam remoção de 78% de fósforo em efluente doméstico com tempo de detenção de 15 dias, utilizando *Lemna gibba* e *Lemna minor*, porém no inverno a remoção de fósforo diminuiu, chegando a 40%. Körner et al. (1998), demonstraram remoção de P de 63-99% em 3 dias, a partir de efluente doméstico. Zimmo et al. (2002) demonstrou uma eficiência de remoção de PT similar para a lagoa de lemnas e lagoa baseada em algas, de 61% e 59%, respectivamente.

As eficiências encontradas neste estudo foram baixas, quando comparadas com outros trabalhos. A maior eficiência de remoção PT foi de 66,18%, porém a maior parte das

eficiências calculadas demonstraram valores baixos. A menor eficiência de remoção foi de 14,29%. Mohedano (2010) obteve eficiência de 94,5 %, utilizando a mesma espécie deste estudo, porém o TDH foi maior que 100 dias. Xu e Shen (2011), também obtiveram boa redução de fósforo, de 89,4%, utilizando a espécie *Spirodela oligorrhiza* em oito semanas.

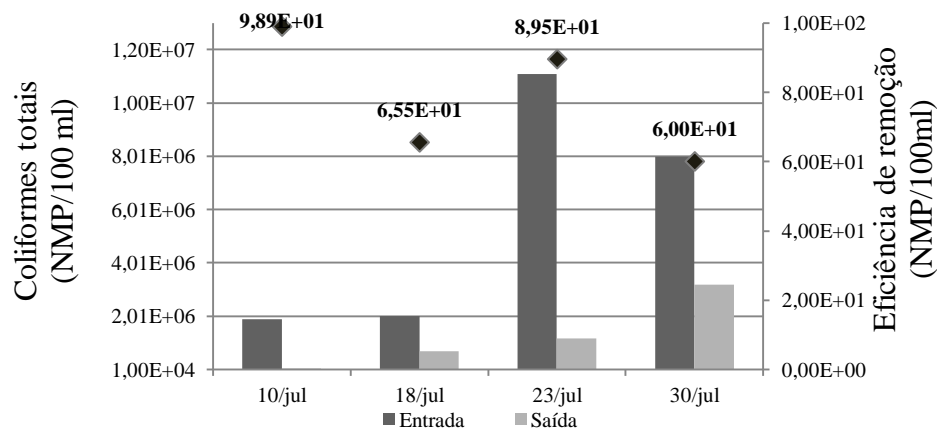
O fósforo é removido de sistemas com lemnáceas através da assimilação pelas plantas, precipitação, adsorção sobre partículas de argila e matéria orgânica. Segundo Iqbal (1999), a capacidade de absorção pelas plantas depende da frequência de coleta, taxa de crescimento e disponibilidade de fósforo na forma de ortofosfato.

Não foi observada diferença significativa ($p > 0,05$) para NT e PT, entre a entrada e a saída do tanque de lemnas (Tabela 7). Caicedo (2005) também não encontrou diferença significativa entre os tanques de lemnas com pré-tratamento com UASB e sem pré-tratamento, observando, ao longo de sete lagoas de lemnas, um aumento gradual na remoção de nitrogênio de 37% a 43% e de fósforo de 45 a 50% com pré-tratamento e sem pré-tratamento, respectivamente.

5.1.8 Coliformes totais e *E. coli*

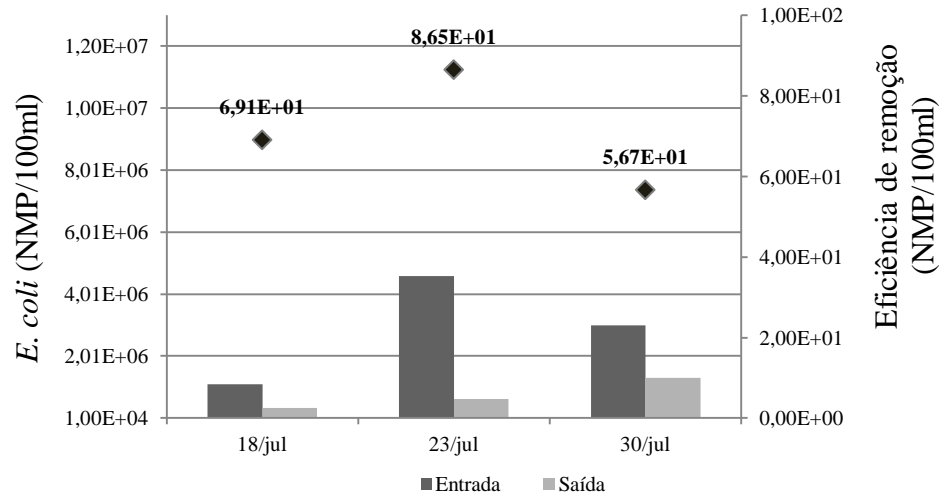
Os valores da contagem de coliformes totais (CT) e *E. coli* obtidos durante o experimento, estão representadas na Figura 25 e 26, respectivamente.

Figura 25- Contagem de coliformes totais (NMP/100 ml) e eficiência de remoção (NMP/100 ml) ao longo do período experimental.



Fonte: Dados do próprio autor.

Figura 26- Contagem de *E. coli* (NMP/100 ml) e eficiência de remoção (NMP/100 ml) ao longo do período experimental.



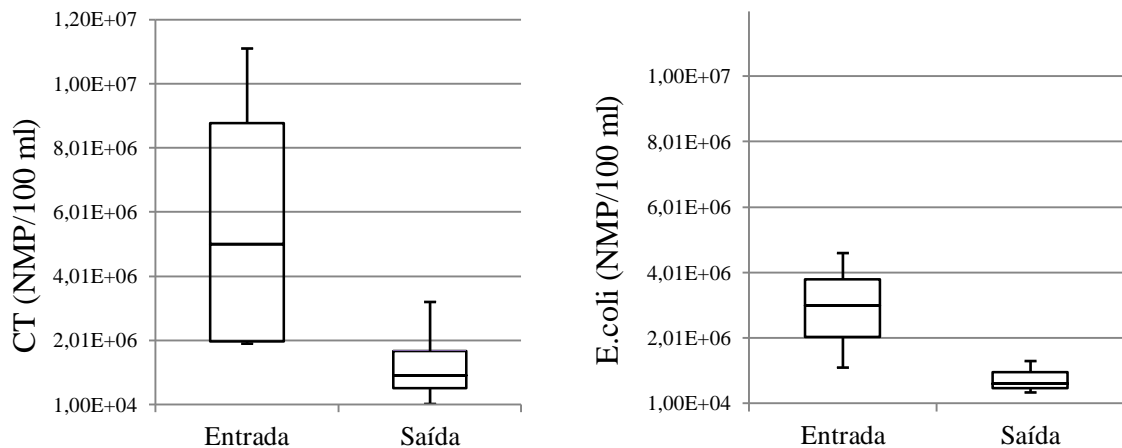
Fonte: Dados do próprio autor.

O maior valor da contagem de coliformes totais foi de $1,11 \times 10^7$ NMP/100 ml na entrada da lagoa de lemnas, e na saída este valor é reduzido para $1,16 \times 10^6$ NMP/100 ml, resultando numa eficiência de remoção de $8,95 \times 10$, porém a maior eficiência de remoção foi de $9,89 \times 10$ (entrada – $1,9 \times 10^6$; saída – $2,0 \times 10^4$ NMP/100 ml).

Em relação à *E. coli*, a menor eficiência de remoção foi de $5,67 \times 10$ NMP/100 ml (entrada – $3,0 \times 10^6$; saída – $1,3 \times 10^6$ NMP/100 ml) e a maior eficiência de remoção foi de $8,65 \times 10$ NMP/100 ml (entrada – $1,10 \times 10^6$; saída – $3,40 \times 10^5$).

Na lagoa de lemna avaliada, em geral, houve uma remoção de coliformes da ordem de 1 unidade logarítmica, tanto para coliformes totais quanto para *E. coli* (Figura 27).

Figura 27- Distribuição dos valores de CT e *E. coli* na lagoa de lemnas.



Fonte: Dados do próprio autor.

Em sistemas de tratamento com lagoas de estabilização convencionais, um dos principais mecanismos para a redução de coliformes é a ação da radiação solar UV. Todavia, em lagoas de lemnas, a radiação solar é bloqueada pela cobertura vegetal que esta forma na lagoa (IQBAL, 1999).

Alaerts et al. (1990), sugerem que a temperatura da água e o tempo de detenção hidráulico são fatores mais determinantes em lagoas de lemnas. Estes autores afirmam que o TDH é o parâmetro chave para a eficácia da remoção de *E. coli* e que TDHs abaixo de 20 dias tendem a proporcionar insuficiente eficiência, independentemente do tipo de processo, sendo as lagoas (3 unidades em série e TDH de 25 dias), as mais eficientes em remoção de patógenos.

Segundo El-Shafai et al. (2007), a remoção de coliformes neste tipo de sistema ocorre devido a alguns fatores como a temperatura, competição das lemnáceas por nutrientes, causando deficiência dos mesmos aos coliformes e remoção periódica da biomassa (que apresenta coliformes aderidos). Estes autores obtiveram eficiências médias de remoção de *E. coli* por volta de 99,9% no tratamento terciário (UASB) de efluente doméstico com lemnáceas, em um tempo de detenção de 15 dias, durante o verão (entrada – $8,9 \times 10^7$; saída – 4×10^3 NMP/100 ml), no inverno a remoção foi de 99,7% (entrada – $3,2 \times 10^8$; saída – $4,7 \times 10^5$ NMP/100 ml).

Tavares (2008), utilizando efluente doméstico, obteve valores médios de coliformes totais de $1,07 \times 10^7$ Indivíduos/L na entrada e $3,37 \times 10^5$ Indivíduos/L na saída das lagoas de lemnas. Para *E. coli*, os valores médios foram de $2,48 \times 10^3$ e $1,22 \times 10^3$ Indivíduos/L na

entrada e saída das lagoas de lemnas, respectivamente, com TDH de 1 dia em cada tanque, totalizando 4 dias, visto que a autora utilizou 4 tanques para o tratamento com a espécie *Lemna valdiviana*.

As menores eficiências de remoção de coliformes totais e *E.coli*, podem ser atribuídas ao baixo tempo de detenção no tanque de lemnas, de cerca de 3 dias. El-Kheir et al. (2007), demonstraram que a contagem de coliformes totais e fecais diminuíram gradualmente à medida que se aumentou o período do tratamento, alcançando valores mínimos de 147×10^3 e 96×10^3 UFC/100 ml, respectivamente, após 8 dias, com redução de 99,8% para ambos.

Zimmo et al. (2002) acreditam que as maiores remoções de patógenos em lagoas baseadas em algas em relação às lagoas de lemnas, são devido à luz solar direta e às flutuações do pH. Em sistema baseado em tratamento com algas, este autor encontrou um valor de 2,0 UFC/100 ml, porém notou-se que a concentração de coliformes no afluente utilizado em ambos os sistemas, foi menor do que a de esgoto doméstico típico, concluindo ainda que as condições ambientais não foram as ideais para que houvesse decaimento de patógenos, devido à redução da penetração da luz e crescimento de algas.

Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) para coliformes totais e *E. coli*, na entrada e saída da lagoa de lemnas (Tabela 8). Sabe-se que a remoção de patógenos é mais eficaz em temperaturas mais elevadas (IQBAL, 1999; ZIMMO et al. 2002). Neste estudo, pode-se constatar que houve uma diminuição significativa da temperatura do efluente ($p < 0,01$) após o tratamento com lemnas, sendo assim, pode-se atribuir as baixas reduções de CT e *E. coli* ao sombreamento causado pelas lemnas no tanque de cultivo.

Tabela 8- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para CT e *E. coli* na Entrada (antes do tratamento com lemnas) e Saída (após tratamento com lemnas).

FV	Colif. Totais	<i>E. coli</i>
QM	4,02E+21	6,37E+20
FC	3,535	3,579
teste F	0,1091 ns	0,1074ns

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns: não significativo.

5.2 AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DA BIOMASSA

A biomassa gerada foi quantificada a partir da pesagem das lemnas removidas dos quadros inseridos na lagoa. Estes quadros continham uma massa inicial conhecida de lemnas

de 30 g. Os cálculos de ganho de peso, densidade da biomassa (g/m^2) e da taxa de crescimento relativo ($\text{g/m}^2/\text{dia}$) foram realizados a partir do ganho de peso seco das lemnas.

Os valores de ganho de peso, produção de biomassa e taxa de produção a partir das colheitas realizadas ao longo do experimento estão apresentados na Tabela 9. As colheitas realizadas a cada 7 dias apresentaram valores de TCR entre 3,6 e 10,3 $\text{g/m}^2/\text{dia}$. Para as colheitas a cada 14 dias e a cada 21 dias, os valores de produção de biomassa tiveram maiores variações, indo de 3,0 a 8,4 $\text{g/m}^2/\text{dia}$ em 14 dias e de 2,3 a 5,9 g/m^2 em 21 dias.

Tabela 9- Quantificação de biomassa produzida na lagoa de lemnas, a partir da massa seca.

Frequência de colheita (dias)	Data da colheita	Biomassa colhida (g)	Ganho de peso (g)	Densidade (g/m^2)	TCR ($\text{g/m}^2/\text{d}$)
7	28/mai	2,549	0,939	63,725	9,104
	28/mai	2,429	0,819	60,725	8,675
	04/jun	1,940	0,330	48,500	6,929
	11/jun	1,481	-0,129	37,025	5,289
	18/jun	1,012	-0,598	25,300	3,614
	02/jul	2,468	0,858	61,700	8,814
	09/jul	2,460	0,436	61,500	8,786
	16/jul	2,739	1,129	68,475	9,782
	23/jul	2,891	1,281	72,275	10,325
	30/jul	2,285	0,675	57,125	8,161
14	11/jun	2,304	0,694	57,600	4,114
	25/jun	1,683	0,073	42,075	3,005
	16/jul	4,744	3,134	118,600	8,471
	30/jul	3,800	2,190	95,000	6,786
21	18/jun	1,953	0,343	48,825	2,325
	23/jul	4,997	3,387	124,925	5,949
	23/jul	3,469	1,859	86,725	4,130

As variações na TCR, assim como a ocorrência de valores negativos para o ganho de peso na frequência de colheita semanal, podem ser devido à variação na composição do efluente da ETE. Como pode ser observado, as concentrações de algumas variáveis (DQO, NT, PT e ST) elevaram-se e, com isso estas maiores concentrações podem ter afetado o crescimento das plantas.

A quantidade e a frequência de colheita de lemnas desempenham um papel importante na eficácia do tratamento e valor nutricional das plantas. Colheitas regulares asseguram que os nutrientes ou as toxinas sejam permanentemente removidos do sistema. Devido às plantas mais jovens apresentarem um melhor perfil de nutrientes e taxas de crescimento mais elevadas do que as plantas mais velhas, a colheita regular é importante para manter uma

cultura saudável e produtiva. A permanente densidade no cultivo, que efetua a maior produtividade das lemnas, irá determinar as frequências de colheita e quantidades, é importante citar ainda, que em uma situação de alta densidade de lemnas, com sobreposição, as lemnas de na parte inferior ficam sem luz e CO_2 e a lemnas na parte superior ficam sem nutrientes (SKILLICORN et al. 1993; IQBAL, 1999;).

Skillicorn et al. (1993) obtiveram uma densidade de 400 a 800 g lemna úmida. m^{-2} . Para comparação, pode-se considerar que o peso seco é 10 vezes menor que o peso de lemnas úmidas.

A maior densidade de lemnas obtida neste estudo foi de 124,9 g/m^2 , na frequência de colheita a cada 21 dias, porém a TCR foi de 5,9 $\text{g/m}^2/\text{dia}$. A maior TCR ocorreu na frequência de colheita a cada 7 dias, de 10,4 $\text{g/m}^2/\text{dia}$, com uma densidade de 72,3 g/m^2 .

Mohedano et al. (2012) obtiveram uma taxa de produtividade média de 18 $\text{g/m}^2/\text{dia}$ de lemnas secas (*L. punctata*) na lagoa 1 e de 8,3 $\text{g/m}^2/\text{dia}$ na lagoa 2, apontando que a diferença nas taxas entre as duas lagoas é devido às diferenças na carga de nutrientes, sendo maior na lagoa 1. A frequência de colheita utilizada por estes autores variou de acordo com a produção da biomassa, que pode ser afetada por vários fatores como temperatura, densidade da biomassa, fotoperíodo, compostos tóxicos e disponibilidade de nutrientes.

Utilizando a mesma espécie desta pesquisa e com frequência de colheita a cada 2 dias em efluente de suinocultura sintético, Cheng et al. (2002), conseguiram uma taxa de produtividade em torno de 32 $\text{g/m}^2/\text{dia}$. Com finalidade de melhor conhecimento na relação entre a taxa de absorção de nutrientes e a taxa de crescimento das lemnas, os autores testaram diferentes diluições de N e P ($\text{NH}_4\text{-N}$ e $\text{PO}_4\text{-P}$) em temperatura constante, conseguindo as melhores taxas de absorção e de crescimento nas concentrações iniciais de 240 mg/L de $\text{NH}_4\text{-N}$ e de 31,0 mg/L de $\text{PO}_4\text{-P}$. As condições controladas para o cultivo das lemnas pode explicar as maiores taxas de produção em relação a este estudo.

Tavares (2008) obteve taxa de produção média de 10,5 $\text{g/m}^2/\text{dia}$ (38,17 ton/ha/ano) de matéria seca (nos meses de março, abril e maio), utilizando a espécie *Lemna valdiviana*, coletadas semanalmente, em efluente de suinocultura. A autora concluiu que a produção de biomassa foi influenciada pela temperatura, sendo observados menores valores de produção de biomassa nos meses mais frios.

Entretanto, Caicedo et al. (2004), utilizando a espécie *Spirodela polyrrhiza*, encontraram taxas de produção de biomassa entre 1,75 e 4,1 g/m²/dia em tanque de lemnas sem pré-tratamento e de 2,5 e 4,2 g/m²/dia com pré-tratamento em reator UASB, sendo estes valores mais próximos aos apresentados nesta pesquisa. A autora observou ainda, que a biomassa teve dificuldades de crescimento nas duas primeiras lagoas do sistema sem o pré-tratamento e na primeira lagoa com pré-tratamento, não encontrando diferença significativa entre os dois tratamentos para a produção de biomassa.

Pode-se perceber que a taxa de produção das lemnas no presente estudo foi bastante variável. Porém, existem fatores limitantes que são unânimes entre os pesquisadores: espécie utilizada, temperatura, luminosidade, disponibilidade de nutrientes, presença de compostos tóxicos e a própria densidade da população. Portanto, vale mencionar que as comparações foram feitas com espécies diferentes de lemnáceas, com efluentes distintos e com características operacionais diversas, o que certamente contribuiu para a diferença na produtividade.

Korner e Vermaat (1998) citam que altas concentrações de matéria orgânica são prejudiciais ao crescimento das lemnáceas devido à formação de um biofilme nas raízes, prejudicando a absorção de nutrientes e o crescimento destas plantas. As lemnas ficam amareladas, aglomeradas e não crescem, reforçando a hipótese de que um efluente com altas concentrações de matéria orgânica exerce efeito tóxico sobre as mesmas. Este fato também pode ser observado por Tavares et al. (2008), em que a menor produção de biomassa ocorreu no ensaio com DQO inicial de 1000 mg/L, indicando que a elevada concentração de DQO pode ter exercido um efeito tóxico .

No presente estudo não foi encontrada diferença significativa ($p > 0,05$) para o ganho de peso, produção de biomassa e taxa de produção nas diferentes frequências de colheita (Tabela 10).

Tabela 10- Quadrado Médio (QM), Fator Calculado (FC) e valores do teste F (teste Tukey) para Ganho de peso, Produção de biomassa e Taxa de produção nas diferentes frequências de colheita (7, 14 e 21 dias).

FV	Ganho de peso	Produção de biomassa	Taxa de Produção
QM	2.607	1503,7849	0,5472
FC	2,532	2,324	0,112
teste F	0,1179 ns	0,1371 ns	0,8946 ns

** e * significativo a 1% e 5% de probabilidade pelo teste F respectivamente. ns: não significativo.

Pode-se observar que no período em que o efluente da lagoa de estabilização (ETE) encontrou-se com elevadas concentrações de DQO, sólidos totais, NT e PT, houve uma queda na densidade das lemnas, apontadas pelos valores negativos para ganho de peso. Neste período, percebeu-se visualmente a redução das lemnas no tanque de cultivo (Figura 28).

No período em que houve redução da densidade das lemnas, percebeu-se a presença de larvas e os microscrustáceos. Acredita-se que estes organismos atingiram a lagoa de lemnas por meio do efluente da ETE. Devido à pequena densidade das lemnas nesse período, optou-se por diluir o efluente da ETE com água da torneira e esperar pela recuperação das lemnas na lagoa, não sendo realizadas coletas e análises neste período.

Figura 27- Diminuição da densidade das lemnas na lagoa



Fonte: Dados do próprio autor.

6 CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos específicos e os resultados obtidos ao longo deste estudo, algumas afirmações podem ser feitas:

- houve resultados positivos na remoção dos poluentes na lagoa de lemnas, sendo uma tecnologia eficiente e com simplicidade operacional para o polimento de efluentes domésticos;

- acredita-se que o desempenho da lagoa de lemnas não foi comprometido pelas condições ambientais registradas durante o período experimental;

- ocorreram flutuações na densidade e TCR das lemnas, podendo ser associadas às elevadas concentrações de algumas variáveis, tais como a matéria orgânica, NT e PT, no efluente da lagoa de estabilização;

- a maior TCR encontrada foi na frequência de colheita de 7 dias e a maior densidade foi na frequência de 21 dias, podendo concluir que os maiores intervalos para a colheita não garantem uma maior taxa de crescimento das lemnas.

7 RECOMENDAÇÕES

Desse modo, recomenda-se avaliar a composição do efluente no que se refere às concentrações das variáveis a serem analisadas no tratamento com lemnáceas, a fim de que o efluente a ser tratado pelas lemnas tenham menores concentrações do que as utilizadas neste trabalho.

Pode-se verificar o comportamento de outras variáveis, tais como a série nitrogenada (nitrito, nítrito e amônia), tornando possível o cálculo do balanço de N em lagoas de lemnas. A análise de clorofila *a* também pode ser sugerida, pois, indiretamente, aponta a presença de algas no sistema, possibilitando maiores esclarecimentos acerca das eficiências de remoção de DBO₅, sólidos totais e nutrientes.

Realizar análises qualitativas das lemnas, como por exemplo, nutrientes, proteínas, amido. Este último é de grande interesse como matéria prima para a produção de etanol, portanto análises deste componente seriam de grande importância.

REFERÊNCIAS

- ALAERTS, G. J.; VEENSTRA, S.; BENTVELSEN, M.; VAN DUIJL, L. A. **Feasibility of anaerobic sewage treatment sanitation strategies in developing countries**. Delft: IHE, 1990. (Report Series, 20).
- ALAERTS, G. J.; RAHMAN MAHBUBAR, MD.; KELDERMAN, P. Performance analyses of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research**, Londres, v.30, n. 4, p. 843-852, 1996.
- AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons – I. Oxygen balance and COD removal. **Water Research**, Londres, v. 34, n. 10, p. 2727-2733, 2000.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, 1998. 1220 p.
- APPENROTH, K. J.; BORISJUK, N.; LAM, E. Telling duckweed apart: genotyping technologies for the lemnaeae. **Chin J Appl Environ Biol**, Chengdu, v. 19, n. 1, p. 1-10, 2013.
- AWUAH, E. Environmental conditions and pathogen removal in macrophyte and algal-based domestic wastewater treatment. **Water Science and Technology**, Londres, v. 44, n. 6, p. 11-18, 2001.
- BALIBAN, R. C.; ELIA, J. A.; FLOUDAS, C. A.; XIAO, X.; ZHANG, Z.; LI, J.; CAO, H.; MA, J.; QIAO, Y.; HU, X. Thermochemical conversion of duckweed biomass to gasoline, diesel, and Jet fuel: Process synthesis and global optimization. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, Washington - D. C., v. 52, p. 11436-11450, 2013.
- BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; COSTA, R. H. R. Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20, 1999, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 1999. p 817- 823.
- BERGMANN, B. A.; CHENG, J.; CLASSEN, J.; STOMP, A. M. In vitro selection of duckweed geographical isolates for potencial use in swine lagoon effluent renovation. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 73, n. 1, p. 13-20, 2000.
- BRIX, H.; SHIERUP, H. The use of macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, Stockholm, v. 18, n. 2, p. 100-107, 1989.
- CAICEDO, J. R.; VAN DER STEEN, N. P.; ARCE, O.; GIJZEN, H. J. Effect of total ammonia nitrogen concentration and pH on growth rates of duckweed (*Spirodela pollyrhiza*). **Water Research**, Londres, v.34, n. 15, p. 3829-3835, 2000.
- CAICEDO, J. R.; ESPINOSA, C.; ANDRADE, M.; GIJZEN, H. J. Effect of anaerobic pretreatment on environmental and physicochemical characteristics of duckweed based stabilization pond. **Water Science and Technology**, Londres, v. 45, n. 1, p. 83-89, 2002.

- CAICEDO, J. R.; VAN DER STEEN, P.; GIJZEN, H. J. The effect of anaerobic pre-treatment on the performance of duckweed stabilization ponds. Proc. AGUA2003 – multiple uses of water. **IWA Wat. Env. Man**, Cali, 2004. Series (in press).
- CAICEDO, J. R. **Effect of operational variables on nitrogen transformations in duckweed stabilization ponds**. 2005. 163 f. Tese (Doutorado) – Wageningen University, Delft.
- CAMPANELLA, A.; MUNCRIEF, R.; HAROLD, M. P.; GRIFFITH, D. C.; WHITTON, N. M.; WEBER, R. S. Thermolysis of microalgae and duckweed in CO₂-Swept fixed-bed reactor: bio-oil yield and compositional effects. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 109, p. 154-162, 2012.
- CHAIPRAPAT, S. **Modeling Nutrient Uptake Process and Growth Kinetics of Duckweed Spirodela Punctata 7776 for Nutrient Recovery From Swine Wastewater**. 2002. 107f. Dissertation (Mestrado em Filosofia) North Carolina State University, Raleigh.
- CHAIPRAPAT, S.; CHENG, J.; CLASSEN, J. J.; DUCOSTE, J. J.; LIEHR, S. K. Modeling nitrogen transport in duckweed pond for secondary treatment of swine wastewater. **J. of Environmental Engineering**, New York, v. 129, n. 8, p. 731-739. 2003.
- CHEN, Q.; JIN, Y.; ZHANG, G.; FANG, Y.; XIAO, Y.; ZHAO, H. Improving production of bioethanol from duckweed (*Landoltia punctata*) by pectinase pretreatment. **Energies**, Basel, v. 5, n. 1, p. 3019-3032, 2012.
- CHENG, J.; BERGMANN, B. A.; CLASSEN, J. J.; STOMP, A. M.; HOWARD, J. W. Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 81, n. 1, p. 81-85, 2002.
- CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Growing duckweed to recovery nutrients from wastewater and for production of fuel ethanol and animal feed. **Clean**, Weinheim, v. 37, n.1, p. 17-26, 2009.
- CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, Netherlands, v. 24, n. 3, p. 329-337, 2012.
- CULLEY, D. D.; REJMANKOVA, E.; KVET, J.; FRYE, J. B. Production, chemical quality and use of duckweeds (*Lemnaceae*) in aquaculture, waste management, and animal feeds. **Journal of the World Mariculture Society**, Baton Rouge, v. 12, n. 2, p. 27-49, 1981.
- DUAN, P.; CHANG, Z.; XU, Y.; BAI, X.; WANG, F.; ZHANG, L. Hydrothermal processing of duckweed: Effect of reaction conditions on conduct distribution and composition. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 135, p. 710-719. 2013.
- EDWARDS, P.; HASAAN, M. S.; CHAO, C. H.; PACHARAPRAKITI, C. Cultivation of duckweed in septage-loaded earthen ponds. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 40, n. 2, p. 109-117, 1992.
- EL-KHEIR, W. A.; ISMAIL, G.; ABOU EL-NOUR, F.; TAWFIK, T.; HAMMAD, D. Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment. **International Journey of Agriculture & Biology**, Faisalabad, v. 9, n. 5, p. 681-687, 2007.

- EL-SHAFAI, S. A.; EL-GOHARY, F. A.; NASR, F. A.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed pond system. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 98, n. 4, p. 798-807, 2007.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Embrapa soja**. Londrina: Embrapa soja, 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/web/portal/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>>. Acesso em: 10 nov. 2014.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA . **Design manual municipal wastewater stabilization ponds**. Washington –D .C.: United States Environmental Protection Agency. 1983. 327 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência. 1998. 602 p.
- FEDLER, C. B.; DUAN, R. Biomass production for bioenergy using recycled wastewater in a natural waste treatment system. **Resources, conservation and Recycling**, New York, v. 55, n. 8, p. 793-800, 2011.
- FORNI, C.; CHEN, J.; TANCIONE, L.; CAIOLA, M. G. Evaluation of the fern *Azolla* for growth, nitrogen and phosphorus removal from wastewater. **Water Research**, Londres, v. 35, n. 6, p. 1592-1598, 2001.
- FRANÇA, G. M. O.; MELO FILHO, J. F.; PEREIRA, C. M.; FARIA, G. A.; MELO, F. V. S. T.; SANTOS, J. G. Valor nutricional de *Lemna valdiviana* Phil (*Araceae*) submetida a diferentes concentrações de fertilização com excremento de aves. **Biotemas**, Florianópolis, v. 22, n. 3, p. 19-26, 2009.
- HAMMOUDA, O.; GABER, A.; ABDEL-HAMMED, M. S. Assessment of the effectiveness of treatment of wastewater-contaminated aquatic systems with *Lemna gibba*. **Enzyme and Microbial Technology**, New York, v. 17, n. 4, p. 317-323, 1995.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M.. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 5, p. 433-438, 2006.
- HERNANDEZ, F. B. T.; LEMOS FILHO, M. A. F.; BUZETTI, S. **Software HIDRISA e o balanço hídrico de Ilha Solteira**. Ilha Solteira: Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP, 1994. 45p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Rio de Janeiro: IBGE, 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaoodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 26 set. 2013.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades**. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <<http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=352044>>. Acesso em: 26 set. 2013.
- IQBAL, S. **Duckweed Aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries**. Switzerland: SANDEC, 1999. 91 p, (Report, 6).

- KÖRNER, S.; LYATUU, G. B.; VERMAAT, J. E. The influence of *Lemna gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. **Water Research**, Londres, v.32, n. 10, p. 3092-3098, 1998.
- 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**, Londres, v. 32, n. 12, p. 3651-3661, 1998.
- LANDESMAN, L.; CHANG, J.; YAMAMOTO, Y.; GOODWIN, J. Nutritional value of wastewater-grown duckweed for fish and shrimp feed. **World Aquaculture**, Baton Rouge, v. 33, n. 4, p. 39-40, 2002.
- LANDOLT, E.; KANDELER. The family of *Lemnaceae* – a monographic study: phytochemistry, physiology, application and bibliography. In Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (*Lemnaceae*). **Institutes der ETH**, Zürich, v. 4, 1987. 638 p.
- MATSUMOTO, T.; SCHINCARIO, L. C. S. Avaliação do desempenho de uma lagoa de estabilização do tipo facultativa através do perfil de distribuição da DBO. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 8. 1998, João Pessoa. **Anais...João Pessoa: ABES**, 1998. p. 232-239.
- MBAGWU, L.; ADENIJI, H. A. Nutritional content of duckweed (*Lemna paucicostata*) in the Kainji lake área, Nigéria. **Aquat. Bot**, Amsterdam, v.39, n. 2, p. 357-366, 1988.
- MOHEDANO, R. A. **Tratamento de efluentes e produção de alimento, em cultivo de tilápias (*Oreochromis niloticus*) através da macrófita aquática *Lemna valdiviana* (*Lemnaceae*). Uma contribuição para a sustentabilidade da aquicultura**, 2004. 44 f. Dissertação (Mestrado) – Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.
- MOHEDANO, R. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**, 2010. 270 f. Tese (Doutorado) – Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.
- MOHEDANO, R. A.; COSTA, R. H. R.; TAVARES, F. A.; BELLI FILHO, P. High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 112, n. 1, p. 98-104, 2012.
- MOHEDANO, R. A.; COSTA, R. H. R.; HOFMANN, S. M.; BELLI FILHO, P. Using full-scale duckweed ponds as the finish stage for swine wastewater treatment with a focus on organic matter degradation. **Water Science and Technology**, Londres, v. 69, n. 10, p. 2147-2154, 2014.
- MUGA, H. E.; MIHELICIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment Technologies. **Journal of Environmental Management**, New York, v. 88, n. 3, p. 437-447, 2008.
- BONOMO, L.; PASTORELLI, G.; ZAMBON, N. Advantages and limitations of duckweed-based wastewater treatment system. **Water Science and Technology**, Londres, v. 35, n. 5, p. 239-246, 1997.

OPORTO, C.; ARCE, O.; VAN DEN BROECK, E.; VAN DER BRUGGEN, B.; VANDECASTEELE, C. Experimental study and modelling of Cr (IV) removal from wastewater using *Lemna minor*. **Water Research**, Londres, v. 40, n. 7, p. 1458-1464, 2006.

POLISEL, K.C. **Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas e chicaneamento**, 2005. 171 f. Tese (Doutorado) – Engenharia Civil, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PORATH, D.; POLLOCK, J. Ammonia stripping by duckweed and its feasibility circulating aquaculture. **Aquat. Bot.**, Amsterdam, v. 13, p. 125-131, 1982.

RECAULT, Y.; BOUTIN, C.; SEGUIN, A. Waste stabilization ponds in France: a report of fifteen years experience. **Water Science and Technology**, Londres, v. 31, n. 12, p. 91-101, 1995.

SAID, M. Z. M.; CULLEY, D. D.; STANDIFER, L. C.; EPPS, E. A.; MYERS, R. W.; BONEY, S. A. Effect of harvest rate, waste loading and stocking density on the yield of duckweeds. **World Mariculture Society**, Baton Rouge, v. 10, n. 1-4, p. 769-780, 1979.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**, 2006. 171f. Tese (Doutorado) – Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SHI, W.; WANG, L.; ROUSSEAU, D. P. L.; LENS, P. N. L. Removal of estrone, 17 α -ethynylestradiol, and 17 β -estradiol in algae and duckweed-based wastewater treatment system. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, Vienna, v. 17, n. 1, p. 824-833, 2010.

SHILTON, A.; MARA, D. D.; CRAGGS, R.; POWEL, N. Solar-powered aeration and disinfection, anaerobic co-digestion, biological CO₂ scrubbing and biofuel production: the energy and carbon management opportunities of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, Londres, v. 58, n. 1, p. 253-258, 2008.

SMITH, M. D.; MOELYOWATI, I. Duckweed based wastewater treatment (DWWT): design guidelines for hot climates. **Water Science and Technology**, Londres, v.43, n.11, p. 291-299, 2001.

SIMS, A.; GAJARAJ, S.; HU, Z. Nutrient removal and greenhouse gas emissions in duckweed treatment ponds. **Water Research**, Londres, v. 47, n. 3, p. 1390-1398. 2013.

SKILLICORN, P.; SPIRA, W.; JOURNEY, W. K. **Duckweed Aquaculture. A new aquatic farming system for developing countries**. Washington: World Bank Publication, 1993. 67 p.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P.C.; GUIMARÃES, A. V. A. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. **Water Science and Technology**, Londres, v. 48, n.6, p. 295-299, 2003.

SOUZA J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, New York, v. 7, n. 1, p. 59-83, 1996.

TAVARES, F. A. **Eficiência da *Lemna sp.* no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura e sua utilização como fonte de alternativa de alimento para tilápias**, 2004. 86 f. Dissertação (Mestrado) – Aquicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

TAVARES, F. A. **Reuso de água e polimento de efluentes de lagoas de estabilização por meio de cultivo consorciado de plantas da família *Lemnaceae* e Tilápias**, 2008. 111 f. Tese (Doutorado) – Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

TAVARES, F. A.; RODRIGUES, J. B. R.; BELLI FILHO, P.; LOBO-RECIO, M. A.; LAPOLLI, F. R. Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. **Biotemas**, Florianópolis, v. 21, n. 1, p. 17-27, 2008.

TRIPATHI, B. D.; SHUKLA, S. C. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. **Environment Pollution**, Londres, v. 69, n. 1, p. 69-78, 1991.

TSAGARAKIS, K. P.; MARA, D. D.; ANGELAKIS, A. N. Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 142, n. 1-4, p. 187-210, 2003.

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP. **Portal clima – área de hidráulica e irrigação**. Ilha Solteira: Unesp, 2014. Disponível em: <<http://clima.feis.unesp.br/index.php>>. Acesso em: 15 set. 2014.

VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; VAN BUUREN, J.; ORON, G. Post-treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**, Londres, v. 33, n. 3, p. 615-620, 1999.

VAN DER STEEN, P.; BRENNER, A.; SHABTAI, Y.; ORON, G. Improved fecal coliform decay in integrated duckweed and algal pond. **Water Science and Technology**, Londres, v. 42, n.10-11, p. 363-370, 2000.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2005. 452 p.

WAHAAB, R. A; LUBBERDING, H. J.; ALAERTS, G. J. Copper and Chromium (III) uptake by duckweed. **Water Science and Technology**, Londres, v. 32, n. 11, p. 105-110, 1995.

XIAO, Y.; FANG, Y.; JIM, Y.; ZHANG, G.; ZHAO, H. Culturing duckweed in the field for the starch accumulation. **Industrial Crops and Products**, Amsterdam, v. 48, p. 183-190, 2013.

XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 102, n. 2, p. 848-853, 2011.

XU, J.; CUI, W.; CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. **Biosystems Engineering**, Berlin, v. 110, n. 2, p. 67-72, 2011.

ZHAO, H.; APPENROTH, K.; LANDESMAN, L.; SALMEÁN, A. A.; LAM, E. Duckweed rising at Chengdu. **Plant Mol. Biol.**, Zurich, v. 78, n. 6, p. 627-632, 2012.

ZIMMO, O. R.; AL-SA'ED, R. M.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Process performance assessment of algae-based and duckweed-based wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**, Londres, v. 45, n. 1, p. 91-101, 2002.

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. Nitrogen mass balance across pilot-scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. **Water Research**, Londres, v. 38, n. 4, p. 913-920, 2004.