

Gustavo Tonon

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS DE LEMNAS PARA O POLIMENTO  
DE ESGOTO DOMÉSTICO: EMISSÕES DE GEE E  
VALORIZAÇÃO DE BIOMASSA NA PRODUÇÃO DE  
BIOMETANO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Belli Filho  
Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo A. Mohedano

Florianópolis, SC

2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Tonon, Gustavo  
Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico: emissões de GEE e valorização de biomassa na produção de biometano / Gustavo Tonon ; orientador, Paulo Belli Filho ; coorientador, Rodrigo de Almeida Mohedano. - Florianópolis, SC, 2016.  
154 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de efluentes. 3. Emissões de gases de efeito estufa. 4. Valorização de biomassa. 5. Produção de biometano. I. Belli Filho, Paulo. II. Mohedano, Rodrigo de Almeida. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.



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

PPGEA

**“Avaliação de Lagoas de Lemnas para o Polimento de Esgoto Doméstico – Emissão de GEE e Valorização de Biomassa na Produção de Biometano”**

**GUSTAVO TONON**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.  
(Orientador)

Prof.ª Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.ª

Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.

Prof. Leonardo Rubi Rórig, Dr.

Prof. William Gerson Matias, Dr.  
(Coordenador)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
JUNHO/2016



Este trabalho é dedicado à minha família em especial aos meus pais e irmãos.



## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos principais responsáveis por isso tudo, minha família, pela confiança que depositaram em mim e pelo apoio em todos os momentos dessa caminhada... Pai, Mãe, Rafael, Daniele amo todos vocês.

Agradeço aos meus familiares e amigos da minha cidade natal União da Vitória/Porto União pelo grande apoio.

Agradeço meu orientador professor Dr. Paulo Belli pela recepção e também pelo auxílio durante todo o desenvolvimento do trabalho.

Agradeço meu coorientador professor Dr. Rodrigo Mohedano pela paciência e ensinamentos valiosos durante esses dois anos de caminhada.

Agradeço a todos os meus professores, Colégio São José, UDESC, UNISUL, UFSC que foram e ainda são muito importantes participando da minha formação.

Agradeço a toda família LABEFLU que com muita calma me ajudaram durante todo esse período, especialmente a professora Dr<sup>a</sup> Rejane Costa sempre presente ajudando em todas as decisões referentes à execução da pesquisa de mestrado e Camila e Bruna pela ajuda e parceria nas atividades realizadas.

Agradeço a Silvana, Ana e Bia que foram também muito importantes para que esse trabalho fosse concluído.

Agradeço aos amigos que fiz em Lages durante minha graduação por 5 anos inesquecíveis.

Agradeço os amigos de Floripa principalmente os amigos da pós pela amizade e festas (muitas festas) e do Joaca Rugby clube por compartilhar momentos felizes dentro e fora de campo.

Agradeço aos membros da banca por aceitarem participar desse momento importante.

E por fim, agradeço a CAPES pela bolsa de estudo concedida.

Obs. Agradecimento simples, sucinto mas de coração.

Muito obrigado MESMO a todos!



## RESUMO

As lagoas de lemnas têm sido utilizadas com sucesso para o polimento de efluentes nos últimos anos, destacando a grande capacidade de remoção de nutrientes, e a produção de biomassa passível de valorização. O presente estudo objetivou avaliar esta tecnologia no tratamento de esgoto doméstico, investigar a produção de gás metano em testes laboratoriais com esta macrófita e avaliar a emissão e absorção de gases de efeito estufa (GEE) nas lagoas. Nesse último contexto da pesquisa foram avaliadas as emissões e fixação de CO<sub>2</sub> bem como as emissões de CH<sub>4</sub>. Para isso, utilizou-se um experimento em escala piloto, composto por duas lagoas de lemnas em série (10,8m<sup>2</sup> e TDH de 17 dias cada) para o tratamento de esgoto doméstico. O sistema foi operado com uma vazão de 200L.dia<sup>-1</sup> e monitorado através análises de parâmetros físico-químicos (OD, pH, série nitrogenada, série de sólidos, PT, PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, DQO, DBO, COT e turbidez). A análise dos GEE foi realizada com uma câmara de fluxo por equipamentos de medição *in loco*. Também, a taxa de crescimento e a composição da biomassa de macrófitas foram estudadas para fins de balanço de massa e valorização. Para avaliar o potencial de produção de biogás pela biomassa das lemnas geradas em excesso, um ensaio de potencial de produção de biometano (BMP) foi conduzido em escala laboratorial, comparando-se a biomassa fresca e a seca. Como resultados, observou-se eficiência em termos de concentração de nutrientes NT = 92,5% e PT = 91,2%, assim como para matéria orgânica DBO = 84,1% e DQO = 71,7%. A taxa de crescimento superficial das lemnas na primeira lagoa foi de 3,9 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> e na segunda lagoa foi de 2,5 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Pela estimativa da fixação de CO<sub>2</sub> para as lagoas avaliadas, chegou-se a uma taxa média de 24,9 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, aproximadamente 5 vezes mais elevada do que a taxa de emissão. A digestão anaeróbia de lemna seca apresentou elevada produção específica de gás (SGP) e produção específica de metano (SMP) (0,32 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub>/kgSV e 0,19 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgSV, respectivamente). De maneira geral, as lagoas avaliadas operadas sob cargas superficiais médias de 6,5 kgNH<sub>3</sub>.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e 13,58 kg DQO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, se mostraram como uma tecnologia eficaz integrando tratamento de efluentes, baixas emissões de GEE e produção de biomassa passível de valorização..

**PALAVRAS-CHAVE:** Erva-de-pato, tratamento terciário, gases de efeito estufa, metano.



## ABSTRACT

The duckweed ponds have been successfully used for polishing of effluents in recent years, highlighting the large capacity of removing nutrients and biomass amenable to recovery. Thus, this study aimed to evaluate this technology in domestic wastewater treatment, investigate the methane production with this macrophyte and evaluate CO<sub>2</sub> emission and fixation. For this, an experiment was conducted in a pilot scale, consists of two duckweed ponds in series (10,8 m<sup>2</sup> and 17 days of HRT each) for domestic sewage treatment. The system was operated with a flow of 200L.d<sup>-1</sup> and monitored through physical-chemical analysis (dissolved oxygen, pH, nitrogen series, solid series, total phosphorus, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, dissolved organic carbon and turbidity). The GHG analysis was performed on-site with a flux chamber and portable equipment. Also, the growth rate and biomass composition were studied for mass balance purposes and recovery. To evaluate the biogas production potential for duckweed biomass generated in excess, a biomethane potential test (BMP) was conducted in laboratory scale by comparing the fresh and dry biomass. As a results we observed an important nutrient removal efficiency TN = 92.5% and TP = 91.2%, organic matter as well as BOD =84.1%, and COD = 71.7%. The relative growth rate was L1 = 3.9 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> and L2 = 2.5 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. CO<sub>2</sub> fixation was reached at an average rate of 24.9 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> about 5 times higher than the emission rate. CH<sub>4</sub> emissions were not detected. Anaerobic digestion of dry biomass was the process that had higher specific gas production (SGP) and specific methane production (SMP) (0.32 Nm<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> / KgVS and 0.19 Nm<sup>3</sup>CH<sub>4</sub> / KgVS, respectively). In general, ponds showed good results in nutrients removal, and shown as an effective wastewater treatment technology integrates , low emissions of greenhouse gases and biomass amenable to recovery .

**KEYWORDS:** duckweed ponds, tertiary treatment, greenhouse gases, methane.



## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1- ZONAS HIPÓXIAS AO REDOR DO MUNDO. ....	30
FIGURA 2- QUANTIDADE DE CALOR PRESENTE NOS OCEANOS DESDE 1960. ....	32
FIGURA 3- COMPORTAMENTO DO FÓSFORO EM LAGOA DE LEMNAS. ....	41
FIGURA 4- CURVAS DE RESPOSTAS DA FOTOSÍNTESE A INCREMENTOS NA CONCENTRAÇÃO DE CO <sub>2</sub> EM FUNÇÃO DO TIPO DE METABOLISMO C3 (LEMNA) OU C4 (MILHO). ....	45
FIGURA 5- LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL. A- FLORIANÓPOLIS SC; B- CAMPUS UFSC; C- LOCALIZAÇÃO DO SISTEMA PILOTO (SISTEMA EXPERIMENTAL DO LABORATÓRIO DE EFLUENTES LÍQUIDOS E GASOSOS E LABORATÓRIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS). ....	50
FIGURA 6- IMAGEM DO SISTEMA DE TRATAMENTO COM LAGOAS DE LEMNAS EM ESCALA PILOTO, ONDE: T2 = TANQUE DE ARMAZENAMENTO 2 TE = TANQUE DE EQUALIZAÇÃO; L1 = LAGOA DE LEMNAS 1; L2 = LAGOA DE LEMNAS 2. .....	51
FIGURA 7- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DO SISTEMA DE TRATAMENTO EXPERIMENTAL. T1- TANQUE DE ARMAZENAMENTO 1; T2- TANQUE DE ARMAZENAMENTO 2; TE- TANQUE DE EQUALIZAÇÃO; L1- LAGOA DE LEMNAS 1; L2- LAGOA DE LEMNAS 2. PONTOS DE COLETA: EL1 – ENTRADA SECUNDÁRIA; SL1 – SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA.....	52
FIGURA 8- REPRESENTAÇÃO ESQUEMÁTICA DOS PONTOS DE COLETA EM 3 PROFUNDIDADES E AO LONGO DO PERFIL HORIZONTAL NAS LAGOAS DE LEMNAS. ....	53
FIGURA 9- MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DE DENSIDADE PARA ANÁLISE QUANTITATIVA. A = RETIRADA DE BIOMASSA POR UM QUADRADO DE ÁREA CONHECIDA EM 3 PONTOS DIFERENTES EM CADA LAGOA; B E C = PREPARO DAS AMOSTRAS E SECAGEM A 55° C. ....	60
FIGURA 10 – MECANISMOS DE EMISSÃO E FIXAÇÃO E CÂMARA DE FLUXO EM FUNCIONAMENTO COM A ANALISADOR MULTI-FUNÇÃO TESTO 436 E SONDA QAI (ABAIXO). ....	62
FIGURA 11- ANALISADOR MULTI-FUNÇÃO TESTO 436 E SONDA QAI PARA ANÁLISE DE CO <sub>2</sub> . ....	64
FIGURA 12- GEM 2000 PARA ANÁLISE DE CH <sub>4</sub> . ....	67
FIGURA 13 – VERIFICAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO PELA BIOMASSA DE LEMNAS SECA E ÚMIDAS EM TRIPLICATAS NOS REATORES (RELAÇÃO INÓCULO/SUBSTRATO DE 1,4 PARA TODOS OS REATORES) COM O MÉTODO DE AUTOMATIC METHANE POTENCIAL TEST SYSTEM (AMPTS II). A- BANHO TERMOSTÁTICO; B- UNIDADE DE FIXAÇÃO DE CO <sub>2</sub> ; C – DISPOSITIVO DE MEDIÇÃO DE VOLUME. ....	69
FIGURA 14 – REPRESENTAÇÃO GRÁFICA TIPO BoxPLOT DA DISTRIBUIÇÃO DE VALORES DA [DBO], [DQO], [PT] E [NT] NA ENTRADA DO SISTEMA (EL1). .....	72
FIGURA 15- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DO pH EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO	

(2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E – PRIMAVERA (2015). .....	75
FIGURA 16- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA TEMPERATURA DO MEIO LÍQUIDO ÀS 8 HORAS DA MANHÃ EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2-SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	76
FIGURA 17- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [OD] EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	77
FIGURA 18 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA TIPO BoxPLOT DA DISTRIBUIÇÃO DE VALORES DA TURBIDEZ EM EL1 (ENTRADA DA LAGOA 1), SL1 (SAÍDA DA LAGOA 1), SL2 (SAÍDA DA LAGOA 2).....	78
FIGURA 19 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA TURBIDEZ EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	79
FIGURA 20 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DE [SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS] EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	81
FIGURA 21 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA TIPO BoxPLOT DA DISTRIBUIÇÃO DE VALORES DA [ALCALINIDADE] EM EL1 (ENTRADA DA LAGOA 1), SL1 (SAÍDA DA LAGOA 1), SL2 (SAÍDA DA LAGOA 2). .....	82
FIGURA 22- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [DBO] E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO TOTAL EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E – PRIMAVERA (2015). .....	84
FIGURA 23- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [DQO] E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO TOTAL EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	85
FIGURA 24 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [COD] E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO TOTAL EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	86
FIGURA 25 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA TIPO BoxPLOT DA DISTRIBUIÇÃO DE VALORES DA [NT] E [N-AMONICAL] EM EL1 (ENTRADA DA LAGOA 1), SL1 (SAÍDA DA LAGOA 1), SL2 (SAÍDA DA LAGOA 2).....	87
FIGURA 26 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [NT] E EFICIÊNCIA TOTAL DE REMOÇÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	87
FIGURA 27 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [N-AMONICAL] E EFICIÊNCIA TOTAL DE REMOÇÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA	

DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	88
FIGURA 28 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA TIPO BOXPLOT DA DISTRIBUIÇÃO DE VALORES DE [PT] EM EL1 (ENTRADA DA LAGOA 1), SL1 (SAÍDA DA LAGOA 1), SL2 (SAÍDA DA LAGOA 2).....	91
FIGURA 29 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [PT] E EFICIÊNCIA TOTAL DE REMOÇÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015). .....	91
FIGURA 30 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA [P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> ] E EFICIÊNCIA TOTAL DE REMOÇÃO EM FUNÇÃO DO TEMPO. SL1-SAÍDA DA LAGOA 1; SL2- SAÍDA DA LAGOA 2. A – PRIMAVERA (2014); B – VERÃO (2015); C – OUTONO (2015); D – INVERNO (2015); E - PRIMAVERA (2015).....	92
FIGURA 31 – BALANÇO DE MASSA DE MATÉRIA CARBONÁCEA (DQO), REPRESENTADA EM QUILOGRAMAS, NA LAGOA 1 (L1) E NA LAGOA 2 (L2) DURANTE OS 395 DIAS DE ANÁLISE. ....	97
FIGURA 32 – BALANÇO DE MASSA DE NITROGÊNIO TOTAL (NT), REPRESENTADA EM QUILOGRAMAS, NA LAGOA 1 (L1) E NA LAGOA 2 (L2) DURANTE OS 395 DIAS DE ANÁLISE. ....	99
FIGURA 33 – BALANÇO DE MASSA DE FÓSFORO TOTAL (PT), REPRESENTADA EM QUILOGRAMAS NA LAGOA 1 (L1) E NA LAGOA 2 (L2) DURANTE OS 395 DIAS DE ANÁLISE. ....	100
FIGURA 34 - PORCENTAGEM DE PROTEÍNA BRUTA (PB) NA BIOMASSA DE LEMNAS RETIRADAS DA LAGOA 1 (L1) E LAGOA 2 (L2) NOS MESES DE AGOSTO À DEZEMBRO DE 2014. ....	103
FIGURA 35- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA DINÂMICA DE EMISSÃO E FIXAÇÃO DE CO <sub>2</sub> NA CAMPANHA 3 EM L1 (VERMELHA) BEM COMO A CURVA CONTROLE (PRETO) COM OS RESPECTIVOS COEFICIENTES ANGULARES DAS RETAS, PARA EMISSÃO E FIXAÇÃO. ....	107
FIGURA 36- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA DINÂMICA DE EMISSÃO E FIXAÇÃO DE CO <sub>2</sub> NA CAMPANHA 4 EM L1 (VERMELHA) BEM COMO A CURVA CONTROLE (PRETO) COM OS RESPECTIVOS COEFICIENTES ANGULARES DAS RETAS, PARA EMISSÃO E FIXAÇÃO. ....	108
FIGURA 37- REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA DINÂMICA DE TEMPERATURA DENTRO DA CÂMARA DE FLUXO NAS CAMPANHAS 3 (VERMELHO) E 4 (PRETO) EM L1. ....	109
FIGURA 38 - REPRESENTAÇÃO GRÁFICA DA DINÂMICA DE EMISSÃO E FIXAÇÃO DE CO <sub>2</sub> NA CAMPANHA 7 EM L2 (VERMELHA) BEM COMO A CURVA CONTROLE (PRETO) COM OS RESPECTIVOS COEFICIENTES ANGULARES DAS RETAS, PARA EMISSÃO E FIXAÇÃO. ....	110
FIGURA 39 - CÉLULAS HIBRIDIZADAS PELA SONDA ARC VISUALIZADAS EM MICROSCÓPIO EPIFLUORESCENTE (AUMENTO 1000x). DAPI EM AZUL E SONDA ARC EM VERMELHO. ....	111

FIGURA 40 - FREQUÊNCIA RELATIVA DE ARQUEAS EM RELAÇÃO AO TOTAL DE BACTÉRIAS ENCONTRADAS NO PERÍODO. LL1- LODO DE L1; LL2- LODO DE L2; RiL1 - RIZOSFERA L1 .....	112
FIGURA 41- NÚMERO TOTAL DE SEQUENCIAS ENCONTRADAS PARA O DOMÍNIO ARCHEA ATRAVÉS DE SEQUENCIAMENTO DE DNA. LL1- LODO DE L1; LL2- LODO DE L2; RiL1 - RIZOSFERA L1 .....	112
FIGURA 42 - PRODUÇÃO DE METANO DA BIOMASSA RESIDUAL DE LEMNA ÚMIDA E SECA .....	114
FIGURA 43 - PRODUÇÃO DE BIOGÁS DA BIOMASSA RESIDUAL DE LEMNA ÚMIDA E SECA .....	114

## LISTA DE TABELAS E QUADROS

TABELA 1- ESTUDOS PARA AVALIAR CONDIÇÕES IDEAIS DE DESENVOLVIMENTO DAS LEMNAS. ....	36
TABELA 2- PARÂMETROS, METODOLOGIA E FREQUÊNCIA DE ANÁLISES. ....	56
TABELA 3- DESCRIÇÃO DA SONDA MOLECULAR UTILIZADA NAS ANÁLISES DAS AMOSTRAS DAS LAGOAS DE LEMNAS. ....	67
TABELA 4 - VALORES MÉDIOS, DESVIO PADRÃO E EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DOS PARÂMETROS AVALIADOS, EM TODAS AS ETAPAS DO SISTEMA DE TRATAMENTO DURANTE TODO O PERÍODO DE ANÁLISE (395 DIAS). ....	74
TABELA 5-CONCENTRAÇÃO DE N-NO <sub>2</sub> E N-NO <sub>3</sub> NA ENTRADA DO SISTEMA (EL1), SAÍDA DA LAGOA 1 (SL1) E SAÍDA DA LAGOA 2 (SL2). ....	90
TABELA 6 - COMPORTAMENTO DAS VARIÁVEIS EM RELAÇÃO A PROFUNDIDADE (10,25,35 CM) E COMPRIMENTO (A,B,C) DAS LAGOAS NA <b>PRIMAVERA</b> DE 2014 (TESTE DE TUKEY). ....	96
TABELA 7-TAXAS DE CRESCIMENTO (TC) DA BIOMASSA EM L1 E L2 DURANTE AS ESTAÇÕES DO ANO NO PERÍODO DE ANÁLISE. S- SUPERFICIAL, E – ESPECÍFICA. ....	102
TABELA 8 - TAXAS DE EMISSÃO E FIXAÇÃO DE CO <sub>2</sub> NAS 6 CAMPANHAS REALIZADAS NA LAGOA 1 (L1). ....	106
TABELA 9 - CARACTERIZAÇÃO DOS REATORES DE LEMNA ÚMIDA E SECA NA PARTIDA DO ENSAIO BMP (VALORES MÉDIOS). ....	113



**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

- AME** – Atividade metanogênica específica  
**ANA** – Agência nacional de águas  
**ANOVA** – Análise de variância  
**BMP**- Potencial de produção de biometano  
**CCA**- Centro de Ciências Agrárias  
**COD**- Carbono Orgânico Dissolvido  
**CONAMA** – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
**COT**- Carbono Orgânico Total  
**EL1** – Entrada da Lagoa de Lemnas 1  
**ENS/UFSC** – Engenharia Ambiental e Sanitária/ Universidade federal de Santa Catarina  
**FISH** – Hibridização Fluorescente in situ  
**GEE**- Gases de Efeito Estufa  
**IET**- Índice de Estado Trófico  
**IPCC** - Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas  
**IV** – Infra vermelho  
**L1** – Lagoa de Lemnas 1  
**L2** – Lagoa de Lemnas 2  
**LABEFLU** – Laboratório de efluentes líquidos e gasosos  
**LIMA** – Laboratório integrado de meio ambiente  
**LL1** – Lodo da lagoa 1  
**LL2** – Lodo da lagoa 2  
**MCT**- Ministério de ciência e tecnologia  
**MDL**- Mecanismos de Desenvolvimento Limpo  
**NOAA** - *National Oceanic and Atmospheric Administration*  
**PIB** – Produto Interno Bruto  
**PNDU** – Política nacional de desenvolvimento urbano  
**PT** – Fósforo total  
**RiL1**- Rizosfera L1  
**RiL2**- Rizosfera L2  
**SGP** – Produção específica de gás  
**SL1** – Saída da Lagoa de Lemnas 1  
**SL2** – Saída da Lagoa de Lemnas 2  
**T1**- Tanque de armazenamento 1  
**T2**- Tanque de armazenamento 2  
**TCE** – Taxa de crescimento específico

**TCS** – Taxa de crescimento superficial

**TDH** – Tempo de Detenção Hidráulica

**TE**- Tanque de equalização

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	23
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	27
2.1 OBJETIVO GERAL .....	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	29
3.1 PROBLEMÁTICA .....	29
<b>3.1.1 Poluição das águas</b> .....	29
<b>3.1.2 Gases de efeito estufa e mudanças climáticas</b> .....	31
<b>3.1.3 Tratamento de esgoto e emissões de GEE</b> .....	33
3.2 LEMNAS E ASPECTOS GERAIS .....	34
3.2.1 Descrição da espécie utilizada .....	37
3.3 LEMNAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES .....	37
<b>3.3.1 Remoção de nitrogênio</b> .....	39
<b>3.3.2 Remoção de fósforo</b> .....	40
<b>3.3.3 Remoção de matéria orgânica</b> .....	42
3.4 ASPECTOS DE ENGENHARIA .....	43
3.5 FIXAÇÃO DE CARBONO E FOTOSÍNTESE NAS LEMNAS .	44
3.6 VALORIZAÇÃO DA BIOMASSA .....	45
<b>3.6.1 Biomassa de lemnas para alimentação</b> .....	45
<b>3.6.2 Biomassa de lemnas para produção de etanol</b> .....	46
<b>3.6.3 Biomassa de lemnas para produção de biogás</b> .....	47
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	49
4.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO .....	49
4.2 CÁLCULO DA VAZÃO .....	51
4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL .....	52
4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO .....	52
4.5 MÉTODOS ANALÍTICOS .....	54
<b>4.5.1 Análises Físico-Químicas</b> .....	54
<b>4.5.2 Eficiências de Remoção do sistema de lagoas</b> .....	54
<b>4.5.3 Balanço de massa</b> .....	55
<b>4.5.3.1 Balanço de matéria carbonácea</b> .....	57
<b>4.5.3.2 Fósforo e Nitrogênio</b> .....	57
<b>4.5.4 Avaliação da biomassa</b> .....	59
<b>4.5.4.1 Análise quantitativa</b> .....	59
<b>4.5.5 Avaliação da biomassa para valorização</b> .....	61
<b>4.5.6 Avaliação de emissões de Gases de Efeito Estufa</b> .....	62
<b>4.5.6.1 Emissão e fixação de CO<sub>2</sub></b> .....	62
<b>4.5.6.2 Emissão de CH<sub>4</sub> nas lagoas</b> .....	66

<b>4.5.7 Potencial de produção de biometano a partir da biomassa de lemnas (BMP)</b> .....	68
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	71
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE .....	71
5.2 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	73
<b>5.2.1 pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD)</b> .....	73
<b>5.2.2 Turbidez, alcalinidade, série de sólidos suspensos</b> .....	78
<b>5.2.3 Matéria orgânica</b> .....	82
<b>5.2.4 Nitrogênio</b> .....	86
<b>5.2.5 Fósforo</b> .....	90
<b>5.2.6 Coliformes fecais e totais</b> .....	93
5.3 ANÁLISES DE PERFIL.....	94
5.4 BALANÇO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGÊNIO E FÓSFORO.....	97
5.5 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA.....	101
5.6 EMISSÃO DE GEE .....	104
5.6.1 Emissão e Fixação de CO <sub>2</sub> .....	104
<b>5.6.2 Emissão de CH<sub>4</sub> nas lagoas</b> .....	111
5.7 BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE RESÍDUOS .....	113
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	117
REFERENCIAS.....	121
APÊNDICE 1 .....	143
APÊNDICE 2 .....	148
APÊNDICE 3 .....	151

## 1 INTRODUÇÃO

A preocupação com o meio ambiente e qualidade de vida da sociedade é assunto presente em todos os cantos do mundo. Desde problemas locais até situações a nível global, o tema é evidente e vem ganhando atenção em meio a debates mundiais. Um dos problemas, bastante relacionado a saúde pública, é a falta de saneamento. De acordo com as últimas estimativas do WHO/UNICEF (*World Health Organization*) (2015), 32% da população mundial não possui acesso a saneamento básico, e 663 milhões de pessoas usam água imprópria para consumo.

No Brasil, a proporção de domicílios sem saneamento adequado é cada vez maior. Apesar dos indicadores apresentarem melhorias, investe-se muito pouco em saneamento no país, o que torna a universalização do acesso muito distante. Deveriam ser investidos 0,63% do PIB, mas efetivamente são investidos apenas 0,22% (IBGE, 2010).

A eutrofização dos corpos d'água é uma das consequências da falta de saneamento básico. O principal fator de estímulo para a ocorrência da eutrofização são os altos níveis de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, provenientes de esgotos não tratados ou parcialmente tratados. Este processo é caracterizado pela proliferação de produtores primários (fitoplâncton, algas bentônicas e macrófitas), os quais podem diretamente e/ou indiretamente causar efeitos ecológicos e toxicológicos adversos (ODUM, 1988).

Além dos problemas de poluição hídrica, outra problemática ambiental ascendente a partir da industrialização, é a poluição atmosférica. Isso é consequência de alterações na composição da atmosfera global pela emissão de gases de efeito estufa (GEE), principalmente pós revolução industrial, em 1750. Entre as consequências atribuídas a essas alterações está o aumento da temperatura global e a consequente elevação do nível dos oceanos, desencadeando fenômenos naturais extremos com efeitos catastróficos para toda a biosfera (HOUGHTON *et al.*, 2001).

De acordo com Von Sperling (2002a) dentre as diversas fontes de emissões de gases de efeito estufa (GEE), encontram-se as estações de tratamento de esgoto. Dependendo do processo biológico utilizado para a degradação da matéria orgânica, aeróbio ou anaeróbio, a composição e a quantidade dos gases emitidos se diferem, porém, os gases mais comuns aos processos são CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O.

Visando a diminuição nas emissões de GEE, a comunidade mundial se reuniu na busca de possíveis soluções, sendo um acordo entre

mais de 160 países, denominado Protocolo de Quioto (COP-3 em 1997). Entre as ferramentas criadas para atingir as metas de redução estipuladas se encontra o mecanismo de desenvolvimento limpo (MDL) que também foi discutida na última COP-21 (2015) em Paris.

No contexto da redução de GGE, uma tecnologia que ganha força são os fotobiorreatores. Estes sistemas fixam o CO<sub>2</sub> atmosférico, pelo mecanismo da fotossíntese, e geram energia, utilizada tanto no crescimento celular, quanto na construção de macromoléculas como proteínas, lipídio, ácido nucléicos (PICARDO, 2012; REIS, 2013).

Neste contexto, as lagoas de macrófitas se apresentam como uma alternativa tecnológica atrativa devido à sua potencialidade para o tratamento de efluentes, simultaneamente à fixação de CO<sub>2</sub>. Estas lagoas são uma configuração de lagoa de estabilização caracterizada por apresentar a superfície coberta por uma, ou mais, espécie de macrófita flutuante. Muitas espécies de macrófitas têm sido estudadas em sistemas de tratamento de efluentes, porém as espécies da subfamília Lemnoideae (lemnas) ganharam destaque em anos recentes. Isso se deve, não somente a eficiência apresentada para o tratamento, mas também pela potencialidade de uso da biomassa produzida, seja para fins energéticos ou nutricionais. Estas Angiospermas possuem a maior taxa de crescimento entre as plantas vasculares (0,3 g.g<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>) (IQBAL, 1999), apresentando uma alta produtividade de biomassa. Estima-se que este grupo vegetal apresente também, elevada taxa de fixação de carbono, podendo remover com eficiência o gás carbônico (CO<sub>2</sub>) atmosférico. Estudos recentes afirmam que essas plantas, quando expostas a concentrações de CO<sub>2</sub> mais elevadas, se desenvolvem mais rapidamente e com isso maximizam a taxa de remoção de nutrientes em efluentes, além de produzirem mais proteína por área (MOHEDANO, 2010).

Neste contexto, o Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) da Universidade Federal de Santa Catarina (ENS/UFSC) vêm desenvolvendo pesquisas sobre esta tecnologia, e os estudos desenvolvidos abrangem o tratamento de efluentes agroindustriais e domésticos, através de pesquisas sobre sistemas pilotos e em escala real (MOHEDANO 2004; 2010, BACH 2013, VIEIRA 2013, BARÃO 2014, BRUGNAGO 2014, TELES 2016).

O presente trabalho dá continuidade aos trabalhos anteriormente realizados pelo LABEFLU/PPGEA, com a finalidade de avaliar o potencial de lagoas de lemnas – utilizando a espécie *Landoltia punctata* – no tratamento terciário de esgoto doméstico, avaliando as principais vias de remoção dos nutrientes pelos fluxos de massa, verificar as emissões de GEE e produção de biometano pela biomassa gerada em

excesso. O trabalho foi realizado integrado a uma pesquisa de mestrado intitulada “Avaliação de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico com foco na microbiota associada” (Teles, 2016) e, também, a um trabalho de conclusão de curso intitulado “Avaliação do potencial de produção de biometano a partir de lemnas: efeito do pré-tratamento” (Magnus, 2015).



## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a tecnologia de lagoas de lemnas para o polimento de esgoto doméstico conjuntamente com valorização energética da biomassa para produção de biometano conhecendo a dinâmica de emissões de GEE.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as lagoas de lemnas como alternativa para o polimento de esgoto doméstico, elucidando as vias de remoção de nutrientes e matéria orgânica;
- Estudar a dinâmica dos processos através de análises de perfis horizontais e verticais no interior das lagoas de lemna;
- Avaliar a produtividade de biomassa de lemnas geradas durante o processo de tratamento, para subsidiar o manejo de remoção e visando seu potencial de valorização;
- Avaliar as emissões de GEE, especificamente a dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> e emissão CH<sub>4</sub> nas lagoas de lemnas;
- Avaliar a potencialidade da biomassa de lemnas produzidas no tratamento de efluentes para a produção de biometano para valorização energética.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 PROBLEMÁTICA

##### 3.1.1 Poluição das águas

Problemas relacionados a perda na qualidade das águas ao redor do mundo vem se intensificando nos últimos 50 anos. A poluição hídrica, como também é denominada, é fruto principalmente das atividades humanas, aonde o destino final dos resíduos geralmente são os corpos hídricos. Dessa forma, considerando o Brasil como detentor de grande porcentagem das reservas de água doce mundial, instituiu-se no país a Lei nº 9433/97 como importante ferramenta de gestão dos recursos hídricos.

A falta de esgotamento sanitário adequado afeta 2,6 bilhões (40%) da população mundial. Como consequência, principalmente nas regiões pobres e em desenvolvimento, cresce a incidência de doenças como diarreia, cólera, leptospirose, hepatite, malária, dengue e esquistossomose. Além disso, a falta de saneamento é uma das principais causas da morte de 1,8 milhão de crianças menores de 5 anos por ano no mundo (PNUD, 2006).

Segundo dados da Agência Nacional de Águas (ANA, 2011), apenas 50,6% do esgoto doméstico gerado no Brasil é coletado, sendo que deste total, somente 34,6% recebe algum tipo de tratamento. Os baixos índices de coleta e tratamento de esgotos contribuem para a incidência de doenças de veiculação hídrica, além de comprometer a qualidade das águas superficiais, podendo inviabilizar o uso dos recursos hídricos.

Nesse contexto, surge o processo de eutrofização, que por definição é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência o aumento de suas produtividades e desequilíbrio do ecossistema (ESTEVES, 1988).

Em outras palavras, o aporte de nutrientes inorgânicos e de matéria orgânica eleva o processo de fotossíntese e respiração nos corpos aquáticos. Isso manifesta-se por meio do aumento da produtividade do curso aquático, sendo observado o crescimento exagerado de vegetais aquáticos, devido à maior concentração de nutrientes, principalmente, nitrogênio (N) e fósforo (P) (ODUM, 1988).

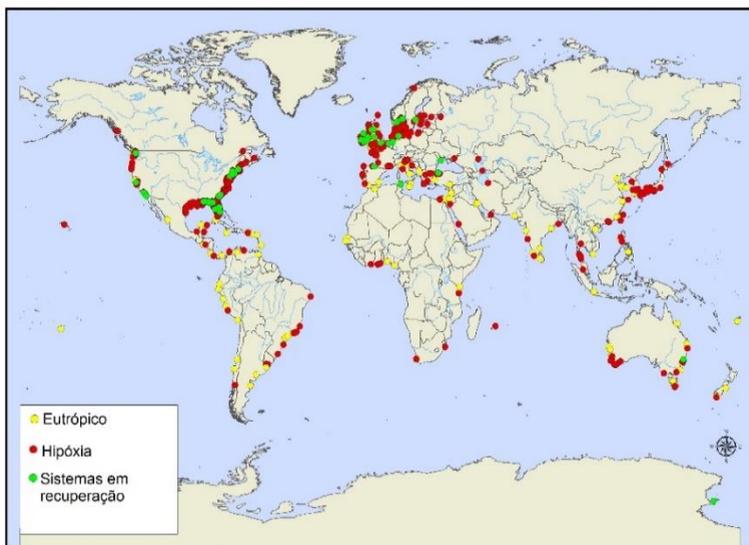
No Brasil, os limites máximos permissíveis para lançamento de fósforo e nitrogênios em suas diversas formas são resoluções CONAMA 357/05 e 430/2011. As resoluções estabelecem os padrões de lançamento

de efluentes e de qualidade dos corpos hídricos, visando a conservação da qualidade dos recursos hídricos existentes.

Esse aporte de nutrientes excessivo será transportado pelas microbacias até depositar nas zonas litorâneas como estuários e lagos. Uma vez nesses locais, os nutrientes irão se acumular e favorecer o crescimento de algas ocasionando sua eutrofização. Esses locais recebem denominação de “zonas mortas” ou “zonas hipóxicas” devido à baixa presença de oxigênio e alterações negativas no ecossistema local (DIAZ e ROSENBERG, 2008).

Diaz e Rosenberg (2008) reportaram mais de 400 zonas hipóxicas e Conley *et al.* (2011) adicionaram mais 115 pontos localizados no mar Báltico nessa lista (Figura 1).

Figura 1- Zonas hipóxicas ao redor do mundo.



Fonte: Adaptado de Diaz e Selman (2010).

Em algumas dessas zonas o nitrogênio é o fator limitante, outras o fósforo, outras os dois juntos, sempre levantando à tona a discussão de qual seria o fator determinante (QUIGG *et al.*, 2011; TURNER e

RABALAIS, 2013). Porém, a produtividade primária na maioria dos lagos tropicais da América Latina é limitada pela disponibilidade de fósforo. Um outro aspecto é o de que, mesmo que se controle o aporte externo de nitrogênio, há algas com capacidade de fixar o nitrogênio atmosférico, que não teriam a sua concentração reduzida com a diminuição da carga afluyente de nitrogênio. Por estas razões, prefere-se dar uma maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em um corpo d'água, já que, o fósforo tende a se acumular no meio (SALAS e MARTINO, 1991). Nesse contexto o tratamento de efluentes surge como uma importante ferramenta para o combate a essa problemática.

### **3.1.2 Gases de efeito estufa e mudanças climáticas**

Por mais que mudanças climáticas não sejam novidade para a vida no planeta, a velocidade das alterações provocadas pela intensificação do efeito estufa é maior que qualquer outra mudança que tenha ocorrido nos últimos 10.000 anos. Essa alteração “brusca”, somada ao estresse provocado nos últimos dois séculos pelas atividades antrópicas, pode ultrapassar a capacidade de regeneração dos ecossistemas, levando à perda significativa de espécies (COSTA, 2004).

A superfície e a atmosfera da Terra são aquecidas quase que exclusivamente pelos raios solares, que irradiam energia em uma ampla gama de frequências do espectro eletromagnético. Do total da energia de todos os comprimentos de onda que atingem a Terra, aproximadamente 20% são absorvidos por gotículas água e pelas moléculas de gases, (BAIRD e CANN, 2011).

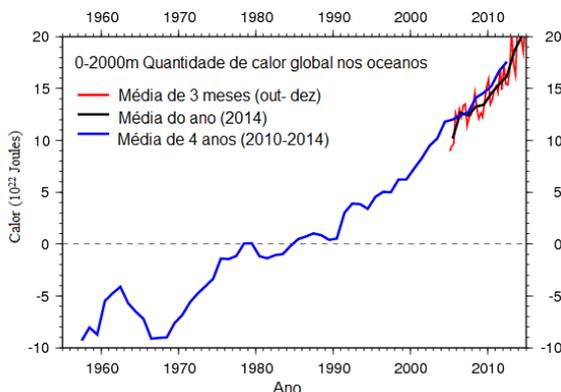
Da fração absorvida, o ar absorve fótons no comprimento do infravermelho (IV) e redistribui a energia como calor para as moléculas vizinhas, aumentando a temperatura na região da molécula absorvedora. Esse fenômeno de interceptação do IV emitido pelos constituintes atmosféricos e sua distribuição como calor para o aumento da temperatura é chamado de efeito estufa (BAIRD e CANN, 2011).

Dessa forma, a atmosfera é um componente fundamental no desempenho do efeito. O calor que seria dissipado para o espaço fica retido nos gases que compõe a atmosfera. O assunto torna-se preocupante quando ocorre o aumento da concentração desses gases traços, que absorvem luz IV, na atmosfera devido a ações antrópicas. Isso resulta na conversão de calor em uma fração ainda maior de energia IV do que ocorre atualmente, o que poderia, conseqüentemente, aumentar a temperatura média da superfície da Terra (BAIRD e CANN, 2011).

A NOAA (*National Oceanic Atmospheric Administration*) publicou em 2012 uma série de dados indicando a quantidade de calor presente nos oceanos de 1960 até o ano da publicação (Figura 2). Medir a temperatura dos oceanos é uma das formas mais precisas para representar graficamente o aquecimento global, pois os oceanos tendem a reter e armazenar cerca de 90% dessa energia.

Dados sobre uma série de indicadores ambientais têm demonstrado que, em linhas gerais, há uma forte correlação entre o aumento das concentrações de gases, intensificação do efeito e a temperatura média junto à superfície da Terra, com impactos em escala global já detectados pelos cientistas.

Figura 2- Quantidade de calor presente nos oceanos desde 1960.



Fonte: Adaptado de NOAA (2012).

Os gases de efeito estufa são: dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), clorofluorcarbonetos (CFCs), hidrofluorcarbonetos (HFCs), e hexafluoreto de enxofre ( $\text{SF}_6$ ). Segundo o IPCC (*Inter Governmental Panel of Climatic Change*) em 2007, o  $\text{CO}_2$  é considerado o principal "culpado" pela intensificação do efeito estufa, pelo fato de ser o gás mais emitido pelas atividades humanas.

O início da Revolução Industrial foi o marco da intensificação dos processos antropogênicos, houve uma crescente busca por produtividade e desenvolvimento tecnológico. O sistema de produção passou a ser baseado na mecanização que permitiu a aceleração e o avanço tecnológico. A queima de combustíveis (combustão) foi e ainda é a principal fonte de energia dos processos antropogênicos de produção. A combustão é uma reação química exotérmica, que envolve um

combustível e um comburente (geralmente o gás oxigênio) que reagem liberando calor e subprodutos. No caso dos combustíveis de origem orgânica o  $\text{CO}_2$  é o principal subproduto da combustão.

Em contrapartida o  $\text{CH}_4$  e o  $\text{N}_2\text{O}$  são outros dois gases de extrema importância para a intensificação do aquecimento global. No caso do metano, quando se considera o período de um século após sua emissão, um quilograma de metano é ainda 23 vezes mais efetivo em aumentar a temperatura do ar que a mesma quantidade de dióxido de carbono como (SOLOMON *et al.*, 2007). O fato é que o  $\text{CO}_2$  permanece por muito mais tempo na atmosfera e sua concentração aumenta 80 vezes mais em relação ao metano. Até o momento estima-se que o metano tenha produzido perto de um terço do aquecimento global ocasionado pelo dióxido de carbono e que o sumidouro é mais significativo que as fontes em aproximadamente  $47 \text{ Tg.ano}^{-1}$  (BAIRD e CANN, 2011).

Para o óxido nitroso, também conhecido como “gás hilariante” que é 296 vezes mais efetivo que o  $\text{CO}_2$  em causar aumento imediato de aquecimento global. Porém, menos de 40% são de origem antrópica aonde esse incremento nas quantidades que tem se acumulado no ar desde os tempos pré-industriais tem produzido cerca de um terço da quantidade adicional de aquecimento que o metano tem induzido (ANDERSON *et al.*, 2010; IPCC, 2001). Devido a esta problemática há um crescente incentivo para a utilização de tecnologias que emitam menos GEE (mitigação) e para aquelas que promovem o sequestro do carbono.

### 3.1.3 Tratamento de esgoto e emissões de GEE

Um dos subprodutos gerados no tratamento de efluentes que usam processos biológicos no sistema são os gases de efeito estufa. Os principais gases formados são: nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ), o metano ( $\text{CH}_4$ ), gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), o oxigênio, o hidrogênio ( $\text{H}_2$ ) e o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (LOW e CHASE, 1999).

O metano e o  $\text{CO}_2$  são provenientes principalmente da digestão anaeróbia. A digestão anaeróbia é considerada qualquer processo de digestão que resulte na transformação na matéria orgânica biodegradável, na ausência de oxidante externo (oxigênio), com produção de metano e dióxido de carbono, deixando na solução aquosa subprodutos como amônia, sulfetos e fosfatos. Durante o metabolismo das bactérias anaeróbias a maior parte da energia química contida nos substratos é convertida em metano e dióxido de carbono ao inverso do que ocorre no metabolismo das bactérias e organismos aeróbios onde a maior parte da energia contida nestes substratos é perdida na respiração através da

oxidação formando dióxido de carbono e água (CHYNOWETH e ISAACSON, 1987). Segundo o Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) (2009a), em 2005 o tratamento de resíduos era responsável por 11% ( $2113 \times 10^3 \text{ TonCH}_4$ ) da emissão total anual de metano no Brasil ( $18971 \times 10^3 \text{ TonCH}_4$ ), enquanto que a contribuição do tratamento de esgotos sanitários era de 2,1% ( $393 \times 10^3 \text{ TonCH}_4$ ).

Conforme Von Sperling (2005) a conversão da matéria carbonácea em condições anaeróbias processa-se, genericamente através da Equação 1:



A etapa final no processo global de degradação anaeróbia de compostos orgânicos em metano e dióxido de carbono que é efetuada pelas *Archaeobacterias* metanogênicas e é denominada de metanogênese (ABREU, 2007).

Cakira e Stenstrom (2005) estudaram a emissão de GEE em processos aeróbios e anaeróbios de tratamento de esgotos. As análises mostraram que para esgotos com baixa carga (menor que 300 mg/L DBO) o processo aeróbio emite menor volume de GEE. Caso contrário (altas cargas de DBO) o tratamento anaeróbio é indicado e, o ponto chave depende da eficiência relativa do processo aeróbio.

Sims *et al.*, (2013) estudaram a emissão de  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$  em uma lagoa de lemnas utilizada para tratamento de esgoto. As concentrações de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CH}_4$  variaram de 0,2-0,4 ppm (v/v) e 20000-37000 ppm respectivamente. Para  $\text{CO}_2$  as emissões variaram de 1700-3300  $\text{mgCO}_2.\text{m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ .

Rosso e Stenstrom (2008) analisaram o potencial de sequestro de carbono no tratamento de esgotos municipais. Eles afirmaram que o tratamento adequado dos esgotos municipais pode ser considerado um fator de mitigação do aquecimento global. Mostrou ainda que a produção mundial líquida de  $\text{CO}_2$  pode alcançar  $191 \text{ ktCO}_2.\text{dia}^{-1}$  em 2025 resultante da ausência de tratamento nas cidades. Nesse sentido, o MDL vem ao encontro dessa demanda, de modo a incentivar a instalação e modernização de ETEs, por meio da aquisição de tecnologias mais produtivas e limpas.

## 3.2 LEMNAS E ASPECTOS GERAIS

A terminologia utilizada para plantas aquáticas é bastante diversa. Na literatura encontramos termos como hidrófitas, eulófitas, limnófitos, plantas aquáticas, macrófitas, macrófitos e traqueófitos aquáticos, entre outros (RAUNKIAER, 1934; IVERSEN, 1936; SCULTHORPE, 1967; COOK *et al.*, 1974; MARTINS e CARAUTA, 1984; ESTEVES, 1998). Porém, a denominação de “macrófitas aquáticas” foi proposta por Weaner e Clements em 1938, é o termo considerado de uso mais corrente no Brasil (ESTEVES, 1998).

Devido à heterogeneidade filogenética e taxonômica das macrófitas aquáticas, estes vegetais são preferencialmente classificados quanto ao seu biótipo, denominados genericamente de grupos ecológicos. São elas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas acima da lâmina d'água; macrófitas aquáticas com folhas flutuantes; macrófitas aquáticas submersas enraizadas; macrófitas aquáticas submersas livres; macrófitas aquáticas flutuantes. (ESTEVES, 1998).

O termo *Lemna* se refere a um gênero de plantas aquáticas flutuantes, pertencentes a subfamília *Lemnoideae* da família Araceae (derivada da palavra grega “*Limne*”, que significa lagoa) (APG III, 2015). Lentilha-d'água e erva de pato (tradução da palavra em inglês *Duckweed*) são também designações populares, no entanto, no decorrer deste trabalho será utilizado o termo *lemna*, desconsiderando regras de nomenclatura científica. Ou seja, o termo “*lemna*”, grafado com a primeira letra minúscula, é um termo que designa todas as espécies da subfamília Lemnoideae.

As lemnas são consideradas as menores Angiospermas do mundo, medindo em torno de 5mm, com frondes (fusão da folha e caule em uma única estrutura) com alguns milímetros de diâmetro e raízes em torno de 1cm. Algumas espécies desenvolveram estruturas semelhantes às raízes para se estabilizar ou obter nutrientes em locais de baixas concentrações (CHAUDHARY e SHARMA, 2014).

A maioria das espécies se multiplica por propagação vegetativa formando frondes novos a partir de dois bolsos presentes ao lado das extremidades mais estreitas da fronde da planta mãe. Essas frondes novas permanecem durante a fase inicial de crescimento conectados à fronde mãe, aonde posteriormente se soltarão e formarão novas plantas (GAIGHER e SHORT, 1986). Cada planta mãe é capaz de gerar até seis outras plantas. Após esse período a tendência é a sua morte, identificada através da alteração de sua coloração para marrom (LENG, 1999).

Em relação a sua composição, comparando com outras plantas, as lemnas possuem baixa composição de fibras (em torno de 5%), já que, elas não necessitam de rigidez para sustentar sua estrutura. Estudos

indicam que em condições ideais de desenvolvimento, a composição de proteínas na biomassa seca chega a mais de 40% (LANDOLT, 1986). São exigentes em relação a nutrientes, principalmente fontes de nitrogênio e fósforo (5:1), porém se desenvolvidas em condições ideais, apresentam a maior taxa de crescimento entre os vegetais superiores (IQBAL, 1999). Landolt & Kandeler (1987), mostram que a biomassa seca de lemna é composta de 30,5- 43,7% de C, 0,7-7,8% de N e 0,03-2,8% de P.

A composição de sua biomassa varia muito da disponibilidade de nutrientes no meio, das condições ambientais a que as lemnas estão submetidas e de sua espécie. Sullivan e Giblin (2012) realizaram um estudo durante o verão, avaliando a composição da biomassa seca da espécie *Lemna risculca* em um ambiente com baixas concentrações de nutrientes. O teor variou de 1,8 a 3,8 % para N, 0,2 a 0,5% para P e de 35-40% para C.

Para que as lemnas tenham um desenvolvimento ideal é necessário que hajam condições ambientais propícias. Temperatura da água, pH, concentração de nutrientes, correnteza, salinidade, controle do crescimento, presença de toxinas e competição com outras espécies são fatores que dependendo dos seus valores interferem no desenvolvimento da planta. A Tabela 1 mostra alguns estudos realizados com finalidade de identificar esses valores ideais.

No presente estudo a espécie utilizada foi a *Landoltia punctata*, pela facilidade de encontrá-la na região litorânea de Santa Catarina (MOHEDANO, 2010), o que indica a sua boa adaptação às condições ambientais, pela alta remoção de N e P e, conseqüentemente, alta produção de proteínas (BERGMANN *et al.*, 2000). Além disso, a espécie apresentou boa resposta em elevadas cargas orgânicas aplicadas, quando utilizadas em estudos anteriores no mesmo sistema em que este se desenvolveu (BACH, 2013; VIEIRA, 2013; BARÃO, 2014; BRUGNAGO, 2014; TELES, 2016).

Tabela 1- Estudos para avaliar condições ideais de desenvolvimento das lemnas.

<b>Gênero</b>	<b>Fator</b>	<b>Faixa Ideal</b>	<b>Autores e ano</b>
Lemna ssp.	Correnteza	0,1 m.s <sup>-1</sup>	Duffield e Edwards (1981)

<i>Landoltia</i>	Condutividade e Salinidade	600 e 1400 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ; 1 g.L <sup>-1</sup>	Wendeou <i>et al.</i> (2013)
<i>Spirodela</i>	Temperatura	17-35°C	Prism (1990)
	pH	5-8	Caicedo (2002)
<i>Lemna minor</i>	Intensidade de luz	250 – 300 - $\mu\text{mol.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	Tabou <i>et al.</i> (2014)

### 3.2.1 Descrição da espécie utilizada

Les e Crawford (1999) descreveram um novo gênero para a sub-família Lemnoideae: O gênero *Landoltia* (derivado de *Spirodela*), em homenagem a Elias Landolt, um dos maiores pesquisadores deste grupo vegetal. Pott (2000) destaca que o gênero *Landoltia* é muito parecido com a *Lemna*, pelo tamanho pequeno da fronde, porém se diferencia pelo número de raízes e pela cor avermelhada no interior da fronde. A classificação taxonômica da espécie utilizada encontra-se descrita abaixo:

Reino: Plantae  
 Divisão: Angiospermae  
 Classe: Monocotyledoneae  
 Ordem: Arales  
 Família: Araceae (Lemnaceae até 2000)  
 Sub-família: Lemnoideae  
 Gênero: *Landoltia*  
 Espécie: *Landoltia punctata*

A espécie *Landoltia punctata*, descrita por Les e Crawford (1999), verde-escuro na parte superior e vermelho-púrpura na parte inferior e células de pigmento marrom na epiderme, seu tamanho varia entre 3 e 5 mm e é caracterizada por ter corpo achatado.

### 3.3 LEMNAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Nos últimos anos muita atenção tem sido dada a sistemas naturais de tratamento de esgoto como *wetlands*, lagoas de macrófitas e lagoas de estabilização com o intuito de reduzir custos e facilitar operação sem perder eficiência em tratamento. Nesse contexto surgem as lagoas de

lemnas que tem sido utilizadas por mais de duas décadas com tratamento de efluentes de laticínios, efluentes de suinocultura, efluentes domésticos, efluente secundário, lagoas de estabilização e sistemas de criação de peixes (HARVEY e FOX, 1973; WOLVERTON, 1979; CULLEY *et al.*, 1981; RAKOCY e ALLISON, 1981; PORATH e POLLOCK, 1982; SKILLICORN, SPIRA e JOURNEY, 1993; ORON, 1994; ALAERTS, RAHMAN e KELDERMAN, 1996).

A absorção de metais pesados é outra peculiaridade dessas macrófitas, nos últimos anos tem sido reportado estudos demonstrando a capacidade de fixação. Khellaf e Zerdaoui (2009) demonstraram que *Lemna gibba* pode ser empregada com sucesso na fixação de Zn em águas contaminadas, com remoções na faixa de 61% a 71%. Megateli *et al.* (2009) reportaram que a remoção de Cd é linear no decorrer do tempo e determinada pela concentração inicial do metal na água, e a remoção foi de 90% depois de seis ou oito dias com as concentrações iniciais de 0,1 mg.L<sup>-1</sup> ou 0,001 mg.L<sup>-1</sup>. Porém, a fixação do metal pelas lemnas é limitada, já que, o metal é tóxico inclusive para sua espécie.

Além de metais, as lemnas podem acumular outros elementos tóxicos como selênio (ORNES *et al.*, 1991), chumbo (JAIN *et al.*, 1990), urânio e arsênio (MKANDAWIRE *et al.*, 2004a, 2004b). Portanto é de extrema importância o conhecimento das características da água do meio suporte das lemnas, tanto para estimar a composição de sua biomassa e capacidade de remoção de parâmetros quando utilizada para esse fim, quanto para definir seu destino final, ou para aterros ou como fonte de alimento para outros animais.

A ideia de sua utilização para tratamento de efluentes surge quando se considera a sua distribuição uniforme ao redor do mundo, vivendo naturalmente em ambientes eutrofizados. Além disso, suas características morfológicas, de crescimento e sua alta tolerância a elevadas cargas orgânicas suportam a ideia de sua utilização para o polimento. São capazes de remover até 99% de nutrientes e sólidos dissolvidos nos efluentes (SKILLICORN, SPIRA e JOURNEY, 1993).

A alta remoção de nutrientes é consequência principalmente do seu rápido desenvolvimento, considerada a maior dentre as plantas vasculares (Angiospermas), e pelo fato delas absorverem seus nutrientes diretamente da água, diferente de outras macrófitas que são fixadas ao solo. A maior taxa de crescimento já reportada, em ambientes com condições ideais, é de 0,66 geração por dia, que corresponde a dobrar sua biomassa em 16 horas (DWRP, 1997).

Em lagoas de lemnas uma rotina de manejo da biomassa deve ser estabelecida para uma que se obtenha uma boa eficiência no sistema, pois

a taxa de crescimento é proporcional a remoção de nutrientes. Quando é feita a colheita das lemnas, uma dinâmica de retirada de minerais e nutrientes é estabelecida. Uma densidade muito baixa nas lagoas pode induzir o crescimento de algas, já que mais luz penetra na coluna de água. Uma densidade muito alta de biomassa provoca o empilhamento, acarretando na redução de crescimento, no aumento da idade média da população das frondes, com conseqüente enfraquecimento da resistência a ataques de fungos, pulgões e caracóis (JOURNEY, SKILLICORN e SPIRA, 1993).

Segundo Körner, Vermaat e Veenstra (2003), uma rotina de colheita que permita a duplicação da biomassa entre 2 e 3,5 dias é o ideal para a manutenção de uma camada completa de lemnas. Já Alahmady, Stevens e Atkinson (2013) afirmam que para manter um crescimento ótimo da produtividade o intervalo ideal é de 5 dias.

### 3.3.1 Remoção de nitrogênio

O balanço de nitrogênio em lagoa de lemnas é determinado pela fração absorvida pela planta, nitrificação/desnitrificação, por microrganismos fixados na rizosfera e na coluna d'água, volatilização da amônia, e sedimentação (IQBAL,1999). Alguns autores citam que a porcentagem incorporada pela biomassa é a que mais representa dentre as formas de eliminação com cerca de 50 % ( $\pm 30$  %) (CHENG e STOMP, 2009; MOHEDANO *et al.*, 2012a; MURADOV *et al.*, 2014). Por meio do manejo, essas plantas são retiradas e dessa forma o nitrogênio é removido do sistema.

A forma preferencial de absorção de nitrogênio pelas lemnas é em forma de nitrogênio amoniacal (CAICEDO, 2005). Lüönd (1980) demonstrou uma taxa de crescimento de 10-20% maior quando as lemnas foram submetidas a  $\text{NH}_4^+$  em comparação ao  $\text{NO}_3^-$ . Por outro lado, a alta concentração do íon pode inibir o desenvolvimento da planta (ORON *et al.*, 1984).

A inibição do crescimento pelo nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ) é atribuída mais pela forma  $\text{NH}_3$ , sendo que o pH determina a variação na forma em que o N-amoniacal está disponível no meio (MOHEDANO, 2010). O  $\text{NH}_3$  pelo fato de ser bastante tóxico e facilmente transportado por entre as células, e o  $\text{NH}_4^+$  é pela saturação e depolarização das membranas da célula, que de certa forma inibem o transporte do ânion (INGERMARSSON *et al.*, 1987). O fato é que o  $\text{NH}_3$  inibe em uma concentração menor que  $\text{NH}_4^+$ . No experimento em escala laboratorial, a faixa de concentração para nitrogênio amoniacal que apresentou melhor

taxa de crescimento das lemnas foi de (3,5-20 mgN.L<sup>-1</sup>), em uma faixa de pH aonde não é esperado ação direta sobre a taxa (5-8).

Zimmo *et al.* (2004) demonstraram em um estudo realizado em condições de carga baixa de matéria orgânica e na estação quente do ano que 30% da eficiência em remoção de nitrogênio se deu pela absorção pelas plantas. De acordo com El-shafai *et al.* (2007), para condições de clima quente, cerca de 80% da remoção é por absorção das lemnas, 5% por sedimentação e 15% por desnitrificação. Já Krishna e Polprasert (2008) chegaram aos valores de 42% do nitrogênio afluente capturado pela biomassa lemnácea e 16% pelos processos de nitrificação-desnitrificação, volatilização e sedimentação.

Xu e Shen (2011) que, utilizando a espécie *S.oligorhiza* para tratar dejetos suínos, conseguiram remover 23,6% do nitrogênio total e até 100% do nitrogênio amoniacal em um período de 15 dias. No entanto, Mohedano *et al.* (2012a), utilizando a espécie *L.punctata*, removeram cerca de 99,8 % de NTK e 99,7% de N-NH<sub>3</sub>. Na Tailândia, Benjawan e Koottatep (2007), tratando esgoto sanitário, obtiveram remoção de 89% de NTK, 92% de N-NH<sub>3</sub> e 75% de nitrogênio total para uma carga aplicada de 1,3 g N.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>. Na China Zhao *et al.* (2015) obtiveram eficiência de 56,23% de remoção de NT para uma carga aplicada de 0,79 g N.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> utilizando *Lemna japonica* 0223 tratando uma mistura de efluente doméstico e de criação de animais.

Notoriamente uma comparação direta entre os resultados dos estudos não é representativa, já que diferentes sistemas, espécies de lemnas, tipos de esgoto, periodicidade de manejo foram utilizadas em cada estudo.

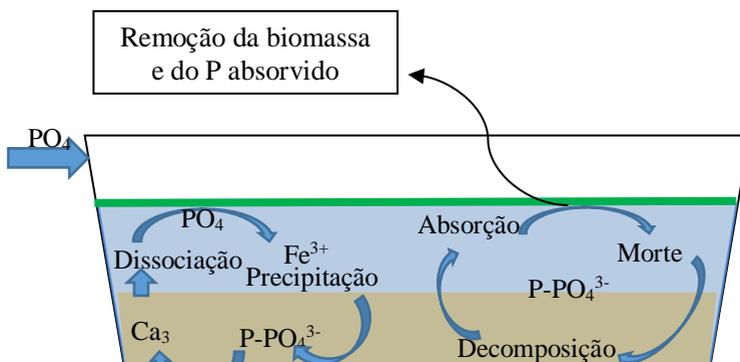
### 3.3.2 Remoção de fósforo

As lemnas possuem mais fósforo em seu tecido que as outras plantas aquáticas flutuantes, isso as torna propícia à remoção utilização do fósforo disponível no meio onde se encontram. Em contrapartida, existem fatores que influenciam na taxa de remoção como a taxa de crescimento, a frequência, manejo e a disponibilidade de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, forma mais assimilável pela planta (FARREL, 2012).

Em lagoas de lemnas o balanço de fósforo é determinado por quatro vias, remoção direta pela planta, adsorção em partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química e remoção pelos microrganismos presentes (IQBAL, 1999). As duas principais vias de remoção são a precipitação e a fração absorvida pela planta, sendo que a única via de saída do fósforo do sistema é pelas plantas através do manejo.

O sequestro de fósforo pelo sedimento tem potencial de retornar ao sistema pela decomposição da matéria orgânica e pelo retorno como fosfato dissolvido como mostra a Figura 3 (FARREL, 2012). Kesaano (2011) mostrou que 30 a 50% do fosforo absorvido pelas plantas provem da liberação pela digestão anaeróbica.

Figura 3- Comportamento do fósforo em lagoa de lemnas.



Fonte: Adaptado de FARREL (2012).

Na literatura encontram-se sistemas de lagoas de lemnas que tratam efluentes municipais com concentrações baixas de fósforo ( $1-4 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e também para tratamento de dejetos suíno ( $62,5 - 135 \text{ mg.L}^{-1}$ ) (CHAIPRAPAT *et al.*, 2005). Priya, Avishek e Pathak (2012) afirmam que quanto maior a concentração desse componente, maior é a sua absorção. São reportados também eficiências de remoção de 14 – 99% (KÖRNER, VERMAAT E VEENSTRA, 2003). Quando operada sob baixas cargas a remoção de fósforo pelas lagoas de lemnas se assemelha a sistemas com algas (GRIFFITHS, 2010).

Mohedano *et al.* (2012a) relatou o excelente desempenho da *Lemna valdivianana* para remoção de nutrientes a partir de resíduos de aquicultura, com eficiência de remoção de fósforo de 94%. Xu e Shen (2011) demonstraram o potencial de *Spirodela oligorrhiza*, obtendo remoções de até 89,4% de fósforo a partir de efluentes de dejetos de suínos. Brugnago (2014) obteve 80% em remoção de fósforo a partir de efluente doméstico utilizando *Landoltia punctata*. Barão (2014) obteve 70% em remoção de fósforo utilizando *Landoltia punctata* em um sistema

com chicanas. Öbek e Hasar (2002) realizaram um estudo para avaliar o impacto do manejo para remoção de fosfato em lagoa de lemnas. Como resultado, obtiveram 50% de remoção sem manejo, 85,3% com manejo de 5 em 5 dias e 96,7% com manejo de 2 em 2 dias.

### 3.3.3 Remoção de matéria orgânica

Apesar do pouco conhecimento das vias de remoção de matéria orgânica nas lagoas, sugere-se que grande parte é removida por microrganismos aeróbios presentes aderidos às plantas e também os anaeróbios presentes no fundo da lagoa. Nesse contexto, lagoas com uma densa camada de lemnas atuam semelhantemente aos reatores de biomassa fixa (STOWELL *et al.*, 1981; TCHOBANAGLOUS, 1987).

Hillman (1961) e Landolt e Kandler (1987) reportaram que as lemnas contribuem minoritariamente para a remoção de compostos orgânicos simples por remoção direta. Porém, Körner *et al.* (1998) não confirmaram essa hipótese sugerindo que a fração de remoção nas lagoas ocorre devido ao biofilme aderido nas raízes das lemnas. Os autores realizaram testes com lemnas sintéticas e normais e puderam concluir que as lemnas reais apresentaram um melhor resultado em remoção de matéria orgânica.

Teoricamente, a densa camada de lemnas inibe a entrada de oxigênio nas lagoas pelo ar e também bloqueia a entrada de luz, evitando o crescimento de fitoplankton considerado uma fonte de oxigênio para as lagoas pela fotossíntese (BRIX e SCHIERUP, 1989). Porém, Alaerts *et al.* (1996) obtiveram valores na faixa de 3-4 mgO<sub>2</sub> .m<sup>-2</sup> próximo à superfície de uma lagoa de lemnas. Esse valor é mais elevado que quando há uma superfície não coberta de lemnas, levando a conclusão que as plantas são capazes de transferir oxigênio da superfície para o meio líquido através da fotossíntese (SRINANTHAKUMAR *et al.*, 1983).

Mohedano *et al.* (2014) obtiveram remoções de 94,8% de DBO e 96,7% para DQO aplicando cargas de 27kg DBO ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> e 131kg DBO ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente, utilizando *L.puncata* para tratar dejetos suínos. Adhikari *et al.*, (2014) utilizando *L.minor* para tratar efluente agroindustrial obtiveram remoções médias de 76% em DQO. Kuraish e Sharma (2010) obtiveram 85,4 – 87,3% de remoção de DBO utilizando efluente doméstico com um TDH de 28 dias. Selvarani *et al.* (2015) obtiveram remoções de DBO entre 38-79% com *L.minor* sob diferentes tipos de efluentes. No Egito Allam *et al.*, (2014) utilizaram *L. gibba* para tratar água de drenagem testando diferentes tempos de detenção e relação

profundidade área atingindo uma remoção máxima de 88,34% de DQO com TDH de 14 d e uma relação área/profundidade de 127,66.

### 3.4 ASPECTOS DE ENGENHARIA

Na etapa de projeto de um sistema de tratamento de esgoto em escala real diversas variáveis devem ser consideradas para a escolha como: procedência e volume do efluente, o nível de pré-tratamento, clima e disponibilidade de recursos. O dimensionamento da grande maioria dos sistemas de tratamento de efluentes é embasado no TDH e carga orgânica aplicada (WILLET, 2005). Contudo, lagoas de lemnas são geralmente utilizadas para tratamento terciário de efluentes, ou seja, a carga orgânica aplicada é baixa comparada a sistemas primários. Portanto, sugere-se utilizar a carga de nitrogênio amoniacal para o dimensionamento e determinação do TDH quando esse é o elemento determinante no crescimento das plantas e conseqüentemente desempenho do sistema (CAICEDO, 2005). Como exemplo, Körner e Vermaat (1998) indicam uma taxa de aplicação de 1,2 a 6kgN-amoniaca.lha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Porém, como o esgoto doméstico é pouco variável, é também aceitável que se dimensione pelo TDH. Na literatura encontra-se TDH desde 3 até 70 dias (KÖRNER e VERMAAT, 1998; ZIRSCHKY e REED, 1988b; TAVARES *et al.*, 2008)

Quando o objetivo é tratamento secundário e terciário recomenda-se a utilização de um sistema de tratamento com lemnas em fluxo pistão. O fluxo pistão garante um contato maior com o efluente, diminui o curto circuito e é bastante eficiente na remoção de patógenos (SMITH e MOELYOWATI, 2001; VAN DER STEEN *et al.*, 1999). Para que o sistema adquira características de fluxo pistão, a relação comprimento/largura deve ser o maior possível. Alaerts *et al.* (1996) recomendam uma relação maior que 38:1, porém normalmente se torna difícil em detrimento a razões práticas como o custo. Bonomo *et al.* sugerem que relações maiores que 10:1 já são suficientes. Entretanto, sistemas em batelada tornam-se alternativas eficientes e de baixo custo para vilas que já possuem as lagoas próximas ao lançamento do efluente (IQBAL, 1999).

Outros parâmetros importantes para concepção de um sistema composto por lemnas são a profundidade, a carga orgânica aplicada e sistemas de proteção contra o vento. A profundidade é determinante para a mistura vertical e garantia de contato do afluente com a lemna. A literatura aponta profundidades na faixa de 0,3 – 2,7m até 5m (LEMNA CORP., 1994). É também aceitável quando a carga orgânica do efluente

é baixa e disponibilidade de área limitada (IQBAL, 1999). A carga orgânica deve estar em uma faixa de 100-160 kg .ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup> para que se obtenha uma qualidade final de 30 mgDBO.L<sup>-1</sup> ou menos (IQBAL,1999). Tipicamente encontram-se profundidades compreendidas entre 0,6 a 1,75m (TAVARES *et al.*, 2010; XU *et al.*, 2011; XIAO *et al.*, 2013; PAPAPDOPOULUS *et al.*, 2011; ZHAO *et al.*, 2014).

O manejo das lemnas para uma produção ótima e remoção de nutrientes é visado para manter o sistema em equilíbrio. Uma ótima densidade de lemnas é quando as lagoas estão completamente cobertas (evitar entrada de luz) e ainda possua espaços para novas plantas que estão crescendo (LANDESMAN *et al.*, 2005). Com as elevadas densidades populacionais ocorre a sobreposição de biomassa ocasionando competição por luz, nutrientes e CO<sub>2</sub> (CROSS, 2006; MOHEDANO, 2010). Bal Krishna e Polprasert (2008) investigaram a eficiência do tratamento de efluentes por lemnas em 4 densidades (0,3, 0,5, 0,9 e 1,2 kg.m<sup>-2</sup>). Os resultados mostraram maior eficiência em remoção de nitrogênio sob um período de manejo diário na densidade de 0,5 kg.m<sup>-2</sup>, com uma taxa de crescimento de biomassa de 6,13 gsec.m<sup>-2</sup>. Xu e shen (2011) removeram lemnas de 20% da superfície da água, por 3 vezes na semana, 2 vezes na semana, 1 vez na semana, 1 a cada 2 semanas, 1 vez a cada 4 semanas, baseado numa densidade inicial de 215g.m<sup>-2</sup>. O resultado mostrou que, quanto mais frequente o manejo, maior remoção de nutrientes, sendo que 2 vezes por semana apresentou os melhores resultados.

### 3.5 FIXAÇÃO DE CARBONO E FOTOSÍNTESE NAS LEMNAS

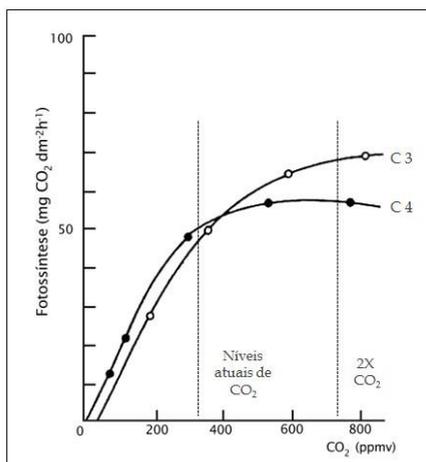
Inicialmente, o princípio básico da fotossíntese consiste em CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O+ Luz solar formarem carboidratos e O<sub>2</sub>. Nos organismos autotróficos fotossintetizantes praticamente todo carbono utilizado nestes esqueletos carbônicos provém do carbono inorgânico disponível na molécula de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (TAIZ e ZIGER, 2006). A fotossíntese pode ser dividida em duas etapas, a fase clara e escura. O que difere uma da outra é a dependência da luz, a primeira delas depende da luz e a segunda, por mais que ocorra na presença de luminosidade, os fótons não serão utilizados nas reações.

Na etapa clara os organismos fotossintetizantes utilizam os fótons da luz conjuntamente com água e formam o oxigênio mais energia em forma de ATP e NADPH. Na etapa escura também conhecida como Ciclo de Calvin, o CO<sub>2</sub> e uma substância orgânica denominada RuBP (Ribulose-1,5-bifosfato) são transformados em gliceraldeído-3-fosfato

(G3P) ou fofogliceraldeído (PGAL) que são sintetizados para produzir carboidratos. A reação de  $\text{CO}_2$  com RuBP necessita do auxílio de uma enzima chamada RuBisCo (Ribulose Bifosfato Carboxilase). Para ocorrer essa reação é necessária energia, utilizada na forma de ATP e NADPH. Como é um ciclo, parte desses PGAL produzidos serão utilizado para formar novamente a RuBP também sendo necessário ATP e NADPH. Os PGAL excedentes são utilizados para formação dos carboidratos (TAIZ e ZEIGER, 2006).

Plantas C4 (denominação que se dá ao tipo de fotossíntese realizada pela planta) são mais eficientes para os níveis atuais de  $\text{CO}_2$ , mas por outro lado são as plantas C3 que respondem mais positivamente a um aumento de  $\text{CO}_2$  (Figura 4).

Figura 4- Curvas de respostas da fotossíntese a incrementos na concentração de  $\text{CO}_2$  em função do tipo de metabolismo C3 (lemna) ou C4 (milho).



Fonte: BUCKERIDGE *et al.* (2007).

Plantas com metabolismo fotossintético do tipo C3, aonde se enquadram as lemnas, aumentam sua biomassa em média 47%, enquanto que em plantas C4 o aumento é de 11% quando submetidas ao dobro da concentração atual de  $\text{CO}_2$  (BUCKERIDGE *et al.*, 2007).

### 3.6 VALORIZAÇÃO DA BIOMASSA

#### 3.6.1 Biomassa de lemnas para alimentação

Nos sistemas que utilizam lemnas, o produto gerado, a biomassa é normalmente passível de valorização. Diversos estudos têm sugerido utilizá-la como suplemento alimentício animal devido a sua característica de possuir elevadas porcentagens de proteína. Lemnas são usadas para alimentação de peixes (FASAKIN *et al.*, 1999; LENG, 1999; YILMAZ *et al.*, 2004; MOHEDANO, 2010, TAVARES *et al.*, 2014), para aves de criação (HAUSTEIN *et al.*, 1992; LENG, 1999; AHAMMAD *et al.*, 2003 MWALE e GWASE, 2013), patos (LENG, 1999; NGAMSAENG *et al.*, 2004), e porcos (HANG, 1998; LENG, 1999; AGUILERA-MORALES *et al.*, 2005, ROJAS *et al.*, 2014). Além de alimentos para animais, as lemnas já estão sendo utilizadas para consumo humano em pequenas propriedades no sul da Ásia (LENG, 1999; ADEDUNTAN, 2005; DERKSEN e ZWART, 2010)

### 3.6.2 Biomassa de lemnas para produção de etanol

De outro modo, alguns estudos vêm comprovando a utilização da biomassa de lemnas como uma alternativa viável na produção de biocombustíveis (etanol e biodiesel). Vale ressaltar que o etanol produzido a partir das lemnas é obtido pela hidrólise do amido e não da celulose. A produção de etanol obtido da celulose, conhecido como etanol de segunda geração, ainda é um processo pouco eficiente e sem aplicação em grande escala (SARKAR *et al.*, 2012).

A produção de etanol a partir da hidrólise do amido é bastante difundida e praticada, porém a maioria dos produtos que contem amido (milho, arroz, batata) são utilizados também como fonte de alimentos gerando conflitos de ordem ética e de segurança alimentar. No relatório anual produzido pela FAO (*The State of Food and Agriculture*) fica clara a preocupação relativa ao aumento nos preços dos alimentos devido à demanda por biocombustíveis, principalmente na América Latina, assim com os impactos ambientais decorrentes das culturas agrícolas para obtenção de matéria prima. (FAO, 2012). Dessa forma, é evidente que a produção de biocombustíveis deve ser baseada em produtos não conflitantes com a produção de alimento.

Neste contexto, visando a necessidade de correta disposição da biomassa em excesso e sua capacidade de acumular amido sob determinadas condições, as lemnas têm sido estudadas como uma nova alternativa para produção e etanol (CUI e CHENG, 2015). Cheng e Stomp (2009) afirmam que, após uma hidrólise enzimática do amido, a biomassa de *Spirodela polyrrhiza*, cultivada em dejetos suínos, pode produzir cerca

de 26% de etanol em relação ao peso seco atingindo uma produtividade 50% superior à do milho. Xu *et al.* (2011) usaram alfa-amilase, pululanase e amiloglicosidase para uma hidrólise enzimática e obtiveram redução de 96,8% de açúcar produzido se todo o amido é convertido em açúcares.

Li *et al.* (2012) estudaram a produção de butanol por *Landoltia punctata* de alto teor de amido usando *Clostridium acetobutylicum* CICC 8012. No estudo, a lemna com concentração de amido de 32,20% (seco) foi usado para fermentação de butanol. A hidrólise da lemna gerou açúcares fermentáveis. Todos esses açúcares eram passíveis de serem utilizados para produzir biocombustíveis. A porcentagem de butanol produzido pela lemna foi de 68,46% o que é 14,11% maior que a produzida pelo milho.

### 3.6.3 Biomassa de lemnas para produção de biogás

Outra destinação para a biomassa em excesso gerada é a geração de biogás. O biogás trata-se de uma mistura de vários gases resultantes de conversão anaeróbia. A composição do biogás depende muito da eficiência do tratamento, que por sua vez depende do tipo de digestor, substrato e condições ideais em relação aos parâmetros de controle do processo. Normalmente a composição típica do biogás é de cerca de 60% de metano, 35% de dióxido de carbono e 5% de outros gases (WEREKO-BROBBY e HAGEN, 2000).

Nesse contexto o biogás surge como uma alternativa para produção energética, já que o metano possui alto poder calorífico. Suas características energéticas dependem de sua composição, portanto, é necessário que haja um processo de purificação do gás, para que sua queima não seja afetada. O biogás energeticamente purificado corresponde ao gás natural combustível (GNC). Em geral este poder calorífico corresponde 5000 kcal.Nm<sup>-3</sup> (para o biogás com 60% de metano e 40% de dióxido de carbono), o que corresponde a um litro de óleo diesel (ALVES, 2000).

Recentemente vem se estudando a utilização da biomassa vegetal gerada em excesso em sistemas que utilizam macrófitas para a produção do gás. Kesaano (2011) avaliou a produção de biogás pela digestão de lemnas produzidas em excesso por um tratamento de esgoto sanitário. Foi obtida uma taxa de produção média de 0,39 e 0,36 m<sup>3</sup>.kgSSV<sup>-1</sup> degradados, com composição de 67,1% e 62,5 % de metano para a biomassa fresca e biomassa seca, respectivamente. Triscari *et al.*, (2009) adicionaram biomassa de lemnas a um biodigestor utilizado para os resíduos rurais usando cinco concentrações diferentes na mistura. Os

resultados mostraram que a adição de 0,5-2% de lemnas aumentou a produção de metano no biodigestor.

Huang *et al.* (2013) estudaram a utilização de lemnas em um biodigestor utilizado para dejetos suíno em uma proporção de 1:1. Os resultados mostraram que a taxa de produção de biogás, a taxa de conversão de DQO e o volume de biogás produzidos foram de 0,31 L.gDQO<sup>-1</sup>, 63,2% e 1 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Anteriormente se tinha 0,28 L.gDQO<sup>-1</sup>, 57,1% e 0,71 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Isso mostra que a adição de biomassa no digestor aumentou a produção de biogás.

Em um estudo realizado em uma ETE localizada na cidade de Barueri-SP (vazão tratada de 7,5 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> e capacidade instalada de 9 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup>) estimou que a produção de biogás para a capacidade instalada supriria 25% da energia elétrica consumida. Isso corresponderia a R\$ 195.000,00/mês economizados (COSTA, 2006).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

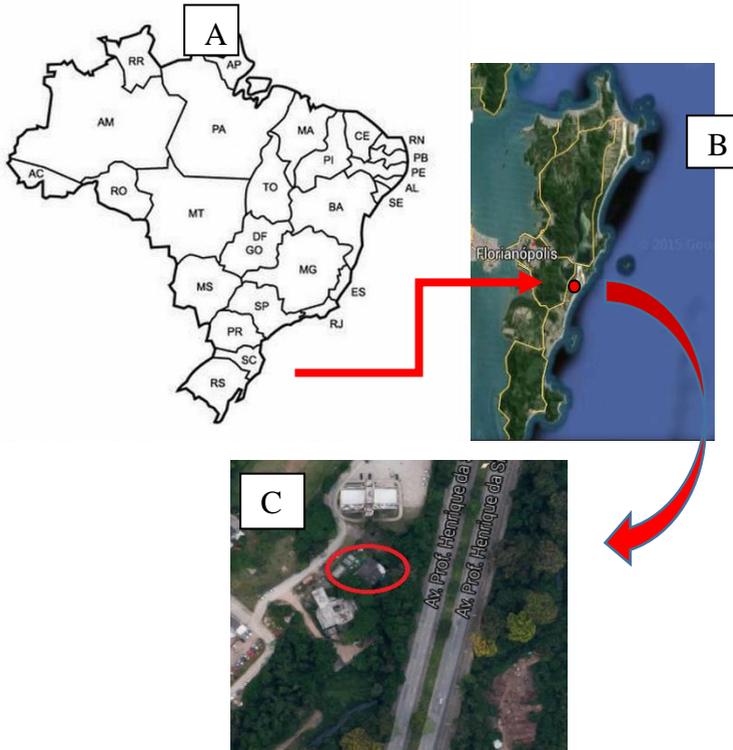
O presente estudo foi desenvolvido com base em um sistema em escala piloto utilizado para o tratamento do esgoto doméstico real. O sistema foi operado sob fluxo contínuo desde agosto de 2014 até novembro 2015, totalizando 487 dias. Avaliou-se o potencial do sistema para tratar esgoto doméstico, sustentado pela análise dos balanços de massa de carbono, nitrogênio e fósforo. Foram analisados também as emissões de gases de efeito estufa ( $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$ ). Considerando a biomassa de macrófitas produzidas durante o tratamento, foi avaliada a sua produtividade, bem como a sua potencialidade para produção de biogás por meio de ensaios de biodegradabilidade. O detalhamento das metodologias utilizadas estão descritas a seguir. O trabalho foi executado simultaneamente à um trabalho de conclusão de curso (MAGNUS, 2015) e uma dissertação de mestrado (TELES, 2016).

### 4.1 DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO

O sistema de tratamento utilizado para a realização deste estudo foi instalado no setor experimental do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasoso (LABEFLU) e Laboratório de Resíduos Sólidos (LARESO) ( $27^{\circ}35'46.74''$  S;  $48^{\circ}30'58.64''$  W), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), nas dependências do campus universitário da Universidade Federal de Santa Catarina, na cidade de Florianópolis (SC) (Figura 5).

O sistema foi concebido para atuar com etapas de tratamento secundário por duas lagoas com macrófitas lemnáceas. As duas lagoas piloto foram dispostas no solo, após escavação, permanecendo semienterradas. O esgoto doméstico utilizado era proveniente de um condomínio residencial coletado após o tratamento preliminar (gradeamento e caixa de gordura) e transportado por caminhões limpa-fossa, a cada 25 dias. Na unidade piloto, o esgoto foi armazenado em dois tanques de estocagem (T1 e T2) e aplicado no tanque de equalização (TE) seguido por duas lagoas com macrófitas lemnáceas, em série, semienterradas.

Figura 5- Localização do sistema experimental. A- Florianópolis SC; B- Campus UFSC; C- Localização do sistema piloto (sistema experimental do Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos e Laboratório de Resíduos Sólidos).



O sistema de lagoas, em escala piloto, é constituído por quatro unidades em série, construídas em fibra de vidro, interligadas entre si por meio de canalizações de PVC (50mm). O primeiro tanque de armazenamento (T1) possui formato cilíndrico com volume de  $5 \text{ m}^3$  (localizado atrás da construção da Figura 6). O tanque de armazenamento (T2) na sequência possui um formato cilíndrico com um volume de  $1 \text{ m}^3$  e o tanque de equalização (TE) tem formato cilíndrico e volume de  $5 \text{ m}^3$ . As duas lagoas (L1 e L2) possuem formato retangular com dimensões idênticas de comprimento (4,2m), largura (2,4m) e profundidade (1m).

Figura 6- Imagem do sistema de tratamento com lagoas de lemnas em escala piloto, onde: T2 = Tanque de armazenamento 2 TE = Tanque de equalização; L1 = Lagoa de Lemnas 1; L2 = Lagoa de Lemnas 2.



Fonte: O autor (2016)

Essas lagoas foram denominadas Lagoa de Lemnas 1 (L1) e Lagoa de Lemnas 2 (L2). As duas lagoas ocupam área total de 10,08 m<sup>2</sup> e área útil de 8m<sup>2</sup>, estão dispostas em série, nelas foi colocada a cobertura vegetal com lemnas (*Landoltia punctata*). A altura média da coluna d'água nas lagoas de lemnas é de 40 cm, totalizando um volume útil de aproximadamente 3500L. O TDH teórico foi de 17,5 dias para cada lagoa, 25 dias dos tanques de armazenamento e 25 dias do tanque de equalização 25.

#### 4.2 CÁLCULO DA VAZÃO

Para operar com uma carga média de 6,5 kgNH<sub>3</sub>.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, conforme a literatura (KÖRNER e VERMAT,1998; CAICEDO, 2005; EL-SHAFI, 2007; MOHEDANO, 2010), a vazão de efluente foi estimada por meio da equação 2:

$$Q = \frac{\lambda_s * A}{C_o * 10} = \frac{6,5 * 16}{10 * 50,4} = 0,2 \frac{m^3}{d} \quad (2)$$

Sendo:

Q = vazão (m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>);

$\lambda_s$  = carga aplicada (kg.ha<sup>-1</sup>.d<sup>-1</sup>);

A = área das lagoas (m<sup>2</sup>);

$C_o$  = concentração afluente (mg.L<sup>-1</sup>).

Este valor médio de carga foi assumido como uma medida de segurança, para eventuais elevações na concentração afluyente. Com base na vazão definida, a carga de DQO foi 13,58 kg DQO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Importante salientar que todos os valores de cargas apresentados no decorrer do trabalho foram determinados pela mesma equação.

#### 4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

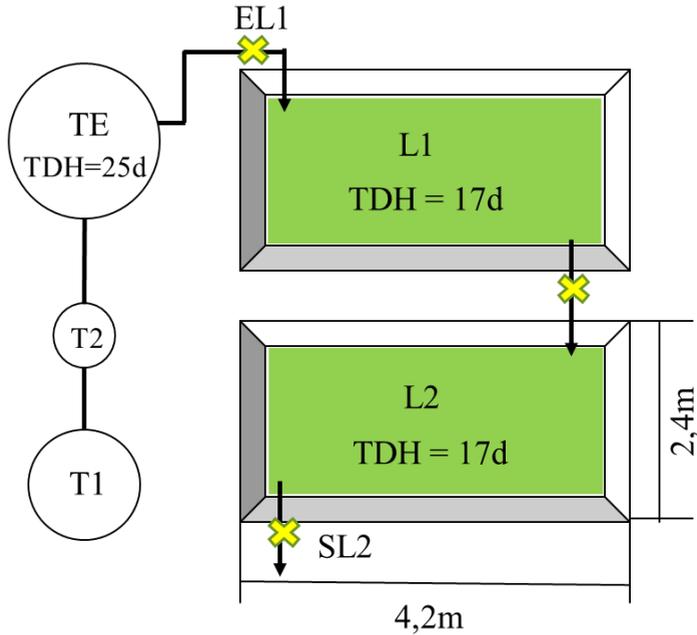
Para a avaliação do sistema piloto no tratamento do esgoto, duas estratégias de coletas de amostras foram adotadas, a primeira visou avaliar a eficiência do sistema com coletas semanais para os pontos de entrada e saída de cada lagoa (Figura 7), ou seja, entrada de L1 (EL1), Saída de L1 (SL1) e, por último, a saída da L2 (SL2). A segunda estratégia que visou conhecer o comportamento das lagoas quanto a mistura da massa líquida e estratificação vertical teve frequência quinzenal, em pontos localizados no perfil vertical das lagoas 1 e 2 (Figura 8). Nesses pontos estabeleceu-se 3 diferentes profundidades de amostragem em pontos equidistantes ao longo das lagoas, de 10 cm, 25 cm, 35 cm, perfazendo um total de 9 pontos de coleta em cada lagoa.

#### 4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

O período de adaptação do sistema ocorreu nos meses de julho e agosto/2014, onde foram aplicadas cargas de esgotos objetivando adaptar as macrófitas já presentes nas lagoas em decorrência a estudos anteriores finalizados (BACH, 2012; VIEIRA, 2013; BRUNAGNO, 2014). Durante esse período o manejo da biomassa, bem como análises de NT, N-NH<sub>3</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>-</sup>, além de DQO, DBO, pH, OD e temperatura para manutenção do sistema. Devido a presença de pulgões e girinos durante esse período houve a necessidade de controle desses indivíduos.

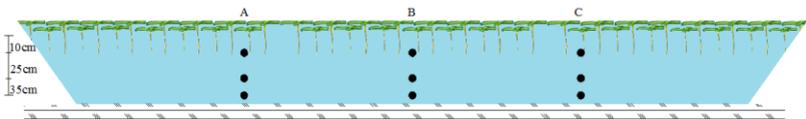
Figura 7- Representação esquemática do sistema de tratamento experimental. T1- Tanque de armazenamento 1; T2- Tanque de armazenamento 2; TE- Tanque de

equalização; L1- Lagoa de lemnas 1; L2- Lagoa de lemnas 2. Pontos de coleta: EL1 – Entrada Secundária; SL1 – Saída da Lagoa 1; SL2- Saída.



Fonte: O autor (2016).

Figura 8- Representação esquemática dos pontos de coleta em 3 profundidades e ao longo do perfil horizontal nas lagoas de lemnas.



Fonte: Teles (2016).

No mês subsequente, com o sistema operando na vazão pré-estipulada de  $200L \cdot d^{-1}$ , consolidou-se o treinamento da equipe para a operação e monitoramento do sistema e para os procedimentos laboratoriais menos usuais, como as análises da biomassa.

Concomitantemente, o desenvolvimento de lemnas foi observado, realizando análises visuais de coloração, comprimento das raízes e crescimento, além de análises laboratoriais (os mesmos do parágrafo anterior) nos pontos de coleta citados na Figura 7.

O mês de outubro/2014 é considerado o início (*startup*) propriamente dito da operação do sistema que durou até novembro /2015 para as análises de eficiência totalizando 395d. Para o monitoramento de perfil, o período compreendeu de outubro/2014 até julho/2015.

## 4.5 MÉTODOS ANALÍTICOS

### 4.5.1 Análises Físico-Químicas

A fim de conhecer a dinâmica das variáveis indicadoras da qualidade do efluente, foi realizado o monitoramento do sistema por meio da amostragem de efluente em pontos predeterminados das lagoas. As amostras coletadas foram encaminhadas ao Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) e Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, sendo realizadas as análises físico-químicas, segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). As variáveis analisadas, bem como a metodologia empregada e frequência amostral, são apresentadas na Tabela 2.

### 4.5.2 Eficiências de Remoção do sistema de lagoas

A eficiência na remoção de NT, N-NH<sub>3</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, DQO, DBO, COD, alcalinidade, turbidez, série de sólidos serão verificadas com base nas concentrações dessas variáveis na entrada e saída do sistema. Para cálculo da eficiência, será utilizada a Equação 3:

$$E = \frac{(S_0 - S_S)}{S_0} * 100 \quad (3)$$

Sendo:

E = eficiência de remoção (%);

S<sub>0</sub> = concentração do substrato no afluente (mg.L<sup>-1</sup>);

S<sub>S</sub> = concentração do substrato no efluente (mg.L<sup>-1</sup>).

Para a realização deste estudo, o software Microsoft Excel® foi utilizado para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras coletadas ao longo do monitoramento. Na análise exploratória dos dados, utilizou-se a estatística descritiva (utilizando valores de média, desvio padrão, para a análise inicial dos dados, os quais foram reunidos em tabelas). Foram construídos gráficos da concentração dos parâmetros ao longo do tempo, possibilitando um olhar geral da variabilidade dos dados coletados.

O software STATISTICA 10 (STATSOFT, Inc., 2004) foi utilizado para a realização das análises de variância. A fim de verificar diferenças significativas entre a concentração das principais variáveis ao longo dos perfis verticais e horizontais das lagoas, utilizou-se uma análise de variância. Neste estudo, utilizou-se o teste de Tukey como comparativo entre valores médios, nas diferentes profundidades e comprimentos e condições das lagoas.

#### **4.5.3 Balanço de massa**

Nesse item será apresentado o fluxo de matéria carbonácea (DQO) bem como o de N e P para ambas as lagoas e a metodologia utilizada. Em lagoas de tratamento, as principais rotas de transferência de massa são a sedimentação (lodo), volatilização de gases, absorção por organismos (biomassa) e as perdas inerentes a saída do efluente. Para estimar a quantidade de lodo nas duas lagoas foi utilizada uma vareta graduada (régua) a qual era disposta verticalmente até tocar o fundo das lagoas. Devido à baixa turbidez foi possível verificar a altura do lodo formado através da visualização direta da escala desta régua. Após a finalização do período de monitoramento (novembro, 2015) foi verificada a altura de lodo para proceder a estimativa do volume de lodo acumulado (altura do lodo  $\times$  de área superficial,  $8m^2$ ) bem como a massa (g) de DQO, NT e PT presentes no lodo.

Tabela 2- Parâmetros, metodologia e frequência de análises.

<b>Análise</b>	<b>Método</b>	<b>Amostra/Frequência</b>
<b>pH, Temperatura e ORP</b>	pHmetro Hanna HI8314	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>OD</b>	Oxímetro portátil Alfakit AT 150	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>DBO</b>	Manométrico com digestão de 5 dias em base agitadora – HACH® - modelo DR-4000 SM* 5220 D	EL1, SL1, SL2: Semanalmente
<b>DQO</b>	Método colorimétrico de refluxo fechado (SM* 5220D)	EL1, SL1, SL2: Semanalmente
<b>Turbidez (UT)</b>	Nefelométrico Turbidímetro HACH 2100N - (SM* 2130B)	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>Coliformes totais e <i>E. coli</i></b>	Método do substrato cromogênico (Colilert-INDEXX®)	EL1, SL1, SL2: Quinzenalmente
<b>Nitrogênio Amoniacal</b>	Método salicilato (Kit Hach)	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>Nitrogênio Total</b>	Método persulfato (Kit Hach)	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>Fósforo Total</b>	Método molybdovanadato. SM* 4500P C	EL1, SL1, SL2: Semanalmente
<b>Nitrito, Nitrato, Fosfato</b>	Cromatografia líquida de troca iônica (DIONEX DX 120). SM* 4110C	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente
<b>SST,SSV,SSF</b>	Método gravimétrico em membrana de fibra de vidro (0,47µm). SM* 2540	EL1, SL1, SL2: Semanalmente
<b>COD**</b>	Oxidação por combustão catalítica (NPOC)	Pontos de perfil: Quinzenalmente EL1,SL1,SL2: Semanalmente

\*SM = número de referência do método segundo o Standard Methods (APHA, 2005).

\*\*COD = Carbono Orgânico Dissolvido

Em relação as vazões utilizadas para o cálculo de fluxo de massa, é fato que as lagoas são fortemente influenciadas por fatores climáticos como ação dos ventos, temperatura, radiação solar, precipitações pluviométricas e evaporação. Dessa forma, algumas medições pontuais de vazão de saída foram realizadas durante o período experimental e percebeu-se bastante variação em dias bastante ensolarados ou com fortes chuvas. Porém, verificando as médias mensais e a média durante todo o período, observa-se que se aproxima de  $200 \text{ L.d}^{-1}$ . Assim, considerou-se o valor de  $200 \text{ L.d}^{-1}$  de vazão para entrada do sistema, bem como para saída de L1 e saída de L2.

#### **4.5.3.1 Balanço de matéria carbonácea**

Para a verificação dos fluxos, foram utilizados os próprios resultados obtidos para monitoramento de eficiência de entrada e saída das lagoas para DQO. O cálculo consiste na multiplicação da concentração média de entrada/saída pela vazão ( $200 \text{ L.d}^{-1}$ ) e período de monitoramento (395 d – a partir de outubro/2014).

Para as análises de lodo, uma amostragem no final do período de análise foi realizada (considerada representativa a todo o período), onde foram escolhidos aleatoriamente 3 pontos no interior de cada lagoa, sendo realizadas as análises seguindo a mesma metodologia descrita na Tabela 2 e a média de todas as amostras do mês representaram todo o período de análise.

Também foram realizadas estimativas pela relação de DBO degradada/ $\text{CO}_2$  emitido. Cakira e Stenstrom (2005) propuseram um modelo para estimar a massa de carbono emitido por kg de DBO consumido. Para sistemas aeróbios a relação é de  $1,375 \text{ kgCO}_2/\text{kgDBO}$  e para anaeróbios essa relação é  $0,6875 \text{ kgCO}_2/\text{kgDBO}$ . Levando em conta que a relação DBO/DQO foi em torno de 0,5 durante esse período, tem-se valores de  $2,725 \text{ kgCO}_2/\text{kgDQO}$  para aeróbio e  $1,375 \text{ kgCO}_2/\text{kgDQO}$  para anaeróbio.

#### **4.5.3.2 Fósforo e Nitrogênio**

Diferentemente da DQO, o fósforo e o nitrogênio podem ser absorvidos pelas plantas, em quantidades significativas, sendo removidos do sistema juntamente com a biomassa. Nos itens 3.3.1 e 3.3.2 foram descritas as principais vias de remoção de nitrogênio e fósforo, respectivamente nas lagoas e que serão consideradas neste trabalho.

Portanto, as Equações 4 e 5 demonstram as vias de remoção para efetuar o balanço do nitrogênio e fósforo respectivamente:

$$N_s = N_e - (N_{biomassa} + N_{Avol} + N_{nitri+desni} + N_{lodo}) \quad (4)$$

Onde:

$N_e$ : Nitrogênio que entra do sistema (kg),

$N_{biomassa}$ : Nitrogênio fixado na biomassa e retirado por manejo (kg),

$N_{Avol}$ : Nitrogênio volatilizado em forma de amônia (kg),

$N_{lodo}$ : Nitrogênio presente no lodo (kg),

$N_s$ : Nitrogênio que sai do sistema (kg),

$N_{nitri+desni}$ : Nitrogênio que deixa o sistema por nitrificação e desnitrificação (kg).

$$P_s = P_e - (P_{biomassa} + P_{lodo}) \quad (5)$$

Onde:

$P_e$ : Fósforo que entra do sistema (kg),

$P_{lodo}$ : Fósforo sedimentado (kg),

$P_s$ : Fósforo que sai do sistema (kg),

$P_{biomassa}$ : Fósforo fixado na biomassa e retirado por manejo (kg).

No caso do fósforo não há perda por formas gasosas, sendo que as principais vias são o acúmulo no lodo, ou remoção pela biomassa das lemnas. As massas de entrada e saída foram calculadas da mesma forma que para o balanço de massa de DQO (4.5.3.1) multiplicando concentração média de entrada por vazão e período de monitoramento. A análise de NT da biomassa foi realizada no laboratório de análise de alimentos – LABCAL (habilitado pela ANVISA), no Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSC. Para o teor de fósforo na biomassa, a metodologia utilizada baseou-se em protocolos da FAO (2008), aonde o método de leitura é o mesmo de amostras líquidas (vanadomolybdato) porém a digestão é diferenciada, chamada de digestão úmida (*wet digestion*).

Para verificar uma possível perda de amônia por volatilização foi utilizada equação 6 proposta por Stratton (1969) para lagoas de estabilização. Para o cálculo considera-se o coeficiente de transferência de massa, bem como a concentração de amônia na lagoa, temperatura e pH.

$$N_{vol} = 0,056 \times e^{(0,13(T-20))} \left[ \frac{N}{10^{(10,05-0,032T-pH)}} \right] \quad (6)$$

Onde:

*T*: Temperatura do meio líquido (°C),

*N*: Concentração de N-amoniaco (mg.L<sup>-1</sup>),

*pH* : pH do meio líquido.

A fração convertida por nitrificação/desnitrificação foi determinada por diferença em relação às outras vias. Contudo, as condições necessárias para estes processos, como condições aeróbias e anóxicas, presença de nitrato e consumo de alcalinidade, também foram ponderadas para elucidar esta via. Para análise de N e P no lodo a metodologia utilizada foi a mesma descrita na Tabela 2, com a mesma metodologia amostral e de cálculo da seção 4.5.3.1.

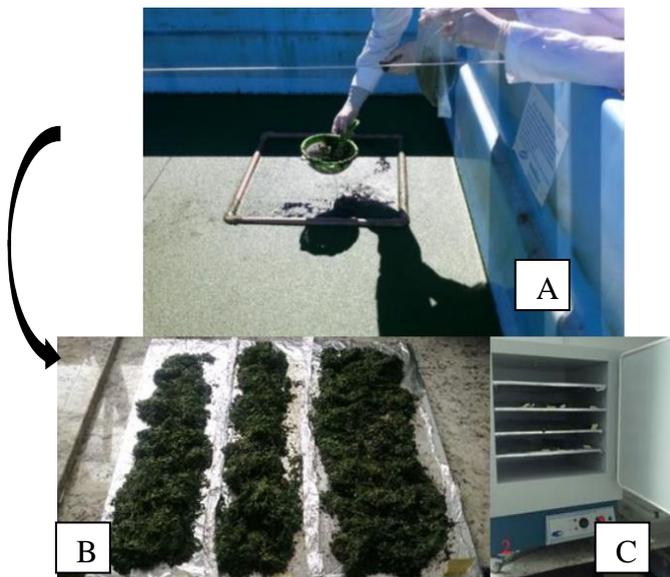
#### **4.5.4 Avaliação da biomassa**

A avaliação da biomassa das lemnas produzida durante a operação do sistema foi realizada por meio da determinação quantitativa e qualitativa ao longo do período experimental. A avaliação quantitativa refere-se às velocidades de crescimento e produção, com base no peso seco. Para avaliação qualitativa determina-se o teor de proteína bruta e amido contido na biomassa, além dos teores de nitrogênio e fósforo.

##### **4.5.4.1 Análise quantitativa**

A avaliação de produtividade da biomassa durante o experimento foi realizada segundo Landesman *et al.*, (2005) adaptado por Mohedano (2010) com base na taxa de crescimento específico (TCE – g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>) e na taxa de crescimento superficial (TCS – g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Para determinar a TCS é necessário realizar uma estimativa da densidade de biomassa produzida. A determinação consistiu no uso de um quadrado flutuante confeccionado de PVC (32mm), com uma área interna de 0,25m<sup>2</sup> (Figura 9). O quadrado foi lançado em 3 pontos diferentes de cada lagoa, a biomassa aprisionada no interior do quadrado foi coletada com uma peneira e seca em estufa a 55° C por 24h. As amostras secas foram então pesadas e posteriormente calculou-se a média da triplicata (dos três quadrados), para determinação da densidade, ou seja, a massa de lemnas por área no momento da coleta (g de biomassa.m<sup>-2</sup>).

Figura 9- Método de determinação de densidade para análise quantitativa. A = Retirada de biomassa por um quadrado de área conhecida em 3 pontos diferentes em cada lagoa; B e C = Preparo das amostras e secagem a 55° C.



Fonte: O Autor (2016).

As taxas de Crescimento Específico e Superficial foram calculadas pelas Equações 7 e 8:

$$TCE = \frac{B_t}{D \cdot A \cdot N} \quad (7)$$

Sendo:

TCE= Taxa de crescimento específico (kg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)

Bt = Biomassa total removida no período (kg)

N= Número de dias do período

D= Densidade média (kg.m<sup>-2</sup>)

A= (Área) Superfície de lâmina d'água avaliada (m<sup>2</sup>)

$$TCS = \frac{B_t}{A \cdot N} \quad (8)$$

Sendo:

TCS=Velocidade de crescimento superficial ( $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ )

Bt = Biomassa total removida no período (kg)

N= Número de dias do período

A= (Área) Superfície de lâmina d'água avaliada ( $\text{m}^2$ )

Por se tratar de uma planta de rápido crescimento, é necessário estabelecer uma rotina de manejo de forma a evitar sua mortandade e deposição no fundo e, conseqüentemente, aumentar a matéria orgânica e nutrientes na fase líquida. Nesse experimento, o manejo foi realizado duas vezes na semana utilizando uma peneira para piscina.

#### 4.5.5 Avaliação da biomassa para valorização

Ao avaliar-se o uso da biomassa excedente como um potencial ingrediente proteico em dietas, a avaliação do teor de proteína bruta é um ponto chave. Sendo assim, semanalmente foram realizadas coletas da biomassa em L1 e L2, para a determinação de proteína bruta. Uma fração dessa biomassa, foi previamente seca em estufa, e armazenada para a análise de proteína bruta, que foi realizada no laboratório de análise de alimentos – LABCAL (habilitado pela ANVISA), no Centro de Ciências Agrárias, CCA/UFSC. A metodologia utilizada baseia-se na determinação do nitrogênio total multiplicado pela constante 6,25 (Método AOAC, no 991.20) referenciado pela *Association of Official Analytical Chemists* (AOAC, 2005).

A produtividade de proteína (parcial e total) foi estimada segundo a Equação 9 e 10, considerando a porcentagem média na biomassa seca, multiplicada pelo peso de biomassa obtido na produção diária, sendo que a biomassa fresca possui, em média, 90% de umidade (CAICEDO, 2005).

$$Pp = [TCS] * [PB * 0,01] \quad (9)$$

$$Pt = Pp * A * N \quad (10)$$

Onde:

Pp= Produtividade parcial de proteína ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ )

Pt = Quantidade de proteína produzida em L1 e L2 no período avaliado (g).

TCS = Taxa de crescimento superficial média do período ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ )

PB = Porcentagem média de proteína bruta no período (%)

A = Área da lagoa de lemna avaliada. ( $\text{m}^2$ )

N = número de dias do período.

#### **4.5.6 Avaliação de emissões de Gases de Efeito Estufa**

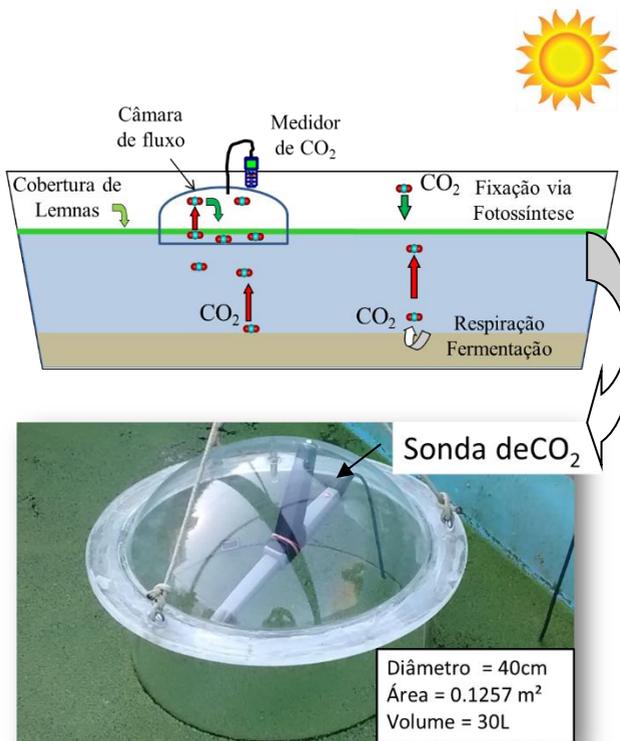
Nesse item serão apresentados os métodos utilizados para a avaliação das emissões de gases de efeito estufa nas lagoas de lemnas estudadas. Os gases avaliados, devido à importância de seus efeitos, foram CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>. Considerando que a fotossíntese é um processo que ocorre no sistema, a fixação de gás carbônico também foi avaliada.

##### **4.5.6.1 Emissão e fixação de CO<sub>2</sub>**

Para o monitoramento do CO<sub>2</sub> emitido e fixado pelas lagoas de lemnas foi utilizada uma câmara de fluxo estática conforme o Método OM-8, da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA) (KINBUSH, 1986). O funcionamento da câmara de fluxo (ou câmara de equilíbrio) estática consiste em isolar e confinar uma parte da superfície emissora em um volume conhecido, onde medições podem ser aferidas. Esta câmara, composta por uma calota de acrílico, com abóbada medindo 40 cm de diâmetro, abrange uma área de 0,1257 m<sup>2</sup> e volume útil de 30 L. Possui dois orifícios na parte superior, sendo um para amostragem de CO<sub>2</sub>, e o outro, um pequeno poro, com a finalidade de manter o equilíbrio da pressão no interior da câmara (KINBUSH, 1986).

Para o procedimento de amostragem, a câmara foi alocada sobre a superfície da lagoa, fixada por cordas, de forma que parte da borda da câmara permaneça submersa evitando o escape de gases (Figura 10). A norma recomenda uma profundidade de submersão da câmara no líquido entre 1,3 e 7,6 cm. Esta profundidade deve ser suficiente de modo que a câmara permaneça submersa durante todo o tempo (mesmo em situações de ondas na superfície ou pequenas oscilações de nível) sem, no entanto, haver isolamento de uma coluna deste líquido ou efluente (KINBUSH, 1986).

Figura 10 – Mecanismos de emissão e fixação e câmara de fluxo em funcionamento com a Analisador Multi-Função Testo 436 e sonda QAI (abaixo).



Fonte: O Autor (2016).

Para a análise da concentração de CO<sub>2</sub> no interior da câmara de fluxo, foi instalado um analisador Multi-função, (marca Testo<sup>®</sup>, modelo testo 435-4) acoplado a uma sonda (QAI, com sensor infravermelho). Além de aferir a [CO<sub>2</sub>], é possível obter dados sobre umidade, temperatura e pressão absoluta (Figura 11). A escala de medição vai de 0 até 10000 ppm, com resolução de 1ppm e precisão  $\pm 50$  ppm. A alimentação do aparelho pode ser feita com baterias (pilhas AA) ou com fonte, garantindo que em casos de queda temporária de energia na rede, o equipamento continue funcionando.

Foram realizados ensaios nictereais para avaliar o balanço entre o que foi fixado e emitido. Dessa forma, considerando que a atividade fotossintética das lemnas depende de fatores ambientais externos, foram feitas campanhas de monitoramento com curtos intervalos entre uma e outra para identificar essas possíveis variações. No total foram 6

campanhas em L1 (Campanha 1 – julho/2015; Campanha 2- agosto/2015; Campanha 3 e 4 – setembro/2015; Campanha 5 e 6 – outubro/2015) e 1 em L2 (Campanha 7 – novembro/2015).

Figura 11- Analisador Multi-Função Testo 436 e sonda QAI para análise de CO<sub>2</sub>.



Fonte: O Autor (2015).

Os dados foram coletados e armazenados automaticamente pelo aparelho, em um intervalo de coleta programado para a cada 05 minutos em um ciclo de 24 horas (a Campanha 1 foi utilizado 7 min de programação). Os dados armazenados foram transferidos ao PC através de em um *software* fornecido pelo fabricante da sonda, então os dados foram utilizados para plotar gráficos que representam o perfil de concentração de CO<sub>2</sub>, ao longo do período monitorado.

A dinâmica da emissão e fixação de CO<sub>2</sub>, que ocorre alternadamente entre os períodos do amanhecer e entardecer, é geralmente evidenciada por curvas ascendentes e descendentes nos gráficos. Assim, através do coeficiente angular das inclinações das retas fornecidas pelos gráficos foi possível estabelecer uma comparação entre as velocidades de emissão e fixação de CO<sub>2</sub>. Pelo gráfico, calculou-se a taxa de emissão e fixação por meio da equação 11:

$$\begin{aligned} 30L - 100\% \\ X_1 - B\% \end{aligned} \quad (11)$$

Onde:

30L = Volume útil da câmara de fluxo;

B% = Diferença entre a emissão/fixação máxima e mínima durante o período de emissão/fixação.

Transformando em tem-se a equação 12:

$$\frac{44g - 22,4L}{X_2 - X_1 L} \quad (12)$$

Onde:

44g = Massa molar do CO<sub>2</sub>;

22,4L = Volume de 1 mol na CNTP.

Portanto:

$$\text{Taxa de Emissão/fixação} = \frac{X_2}{t * A} \quad (13)$$

Onde:

X<sub>2</sub>g = Massa de CO<sub>2</sub>;

t = Tempo;

A = Área superficial da câmara de fluxo (0,13m<sup>2</sup>).

Para termos valores controle, medições foram realizadas sem presença de lemnas no interior da câmara, um dia após as análises com lemnas em algumas das campanhas (3, 4, 5, 6 e 7).

De forma complementar, foi feita também uma estimativa da quantidade de carbono fixado pelas lemnas com base na avaliação da produtividade de biomassa e seu teor de carbono orgânico total (COT). Considerando as lemnas como organismos autotróficos acredita-se que o carbono presente na biomassa é resultado da fixação do CO<sub>2</sub> pela fotossíntese, com uma participação desprezível da absorção de carbono orgânico dissolvido. No presente estudo, a determinação do carbono orgânico total (COT) da biomassa foi realizada por oxidação por combustão catalítica por um analisador TOC-L da marca *Shimadzu* com o acessório *SSM-5000A* para amostras sólidas.

A massa de carbono fixado em um dia, foi estimada pela Equação 14:

$$CF = TCS * COT \quad (14)$$

Onde:

CF: Taxa de carbono fixado (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>),

TCS: Taxa de crescimento superficial de biomassa (g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>),

COT: Teor de carbono orgânico total na biomassa (%).

Pela estimativa do carbono fixado, foi possível calcular a massa de CO<sub>2</sub> fixada pelas lagoas, pela relação entre a massa molar do C e a do CO<sub>2</sub>. Também foram calculadas as taxas de fixação por dia e superficial.

#### 4.5.6.2 Emissão de CH<sub>4</sub> nas lagoas

Diferente do gás carbônico, campanhas quinzenais de monitoramento de CH<sub>4</sub> foram realizadas com o objetivo de avaliar as emissões sob influência da sazonalidade em ambas as lagoas. Para análise foi utilizado também a câmara de fluxo citada no item 4.5.6.1, com a diferença de que o gás foi succionado para o aparelho através de uma mangueira instalada na parte superior da câmara do fluxo. As medições foram realizadas em diferentes horários ao longo do dia. Dois procedimentos experimentais foram utilizados. O primeiro com programação automática de sucção com pequeno tempo de espera entre uma coleta e outra (5 min entre uma sucção e outra e 30 segundos succionando). O segundo consistiu em isolar a câmara de fluxo por 1 dia, sem acesso ao meio externo, e, após isso uma medição pontual foi realizada para verificar se houve acúmulo de gás emitido.

Para a medição do CH<sub>4</sub> foi utilizado um analisador portátil GEM 2000 da LANDTEC (Figura 12), com faixa de medição de 0-100% com precisões que variam de ±0,3% para 0-5%, de ±1% para 5-15%, de ±3% para 15-100%. Para efetuar as leituras programa-se no equipamento o tempo de sucção (fluxo típico 0,3 L.min<sup>-1</sup>) da bomba e intervalo entre as medições.

Para sustentar e discutir os resultados de emissões de CH<sub>4</sub>, a aplicação da biologia molecular, por meio da técnica de Hibridização Fluorescente *in situ* (FISH) foi empregada em pontos de superfície (RiL1 e RiL2) e pontos do lodo (LL1 e LL2) de cada lagoa de lemna para avaliar a presença de Arqueas metanogênicas.

Na Tabela 3 está apresentada a sonda utilizada e o grupo alvo, demais detalhes das sondas estão disponíveis no site do probeBase (<http://probebase.csb.univie.ac.at/>).

Figura 12- GEM 2000 para análise de CH<sub>4</sub>.



Fonte: O autor (2016).

Tabela 3- Descrição da sonda molecular utilizada nas análises das amostras das lagoas de lemnas.

Sonda molecular	Grupo Alvo	Sequência
ARC915	Domínio <i>Archaea</i>	CTGCTCCCCGCCAATTCCT

As lâminas contendo as amostras hibridizadas foram observadas por microscopia óptica de fluorescência, em microscópio Olympus Bx41, pertencente ao Laboratório Multiusuário de Estudos em Biologia (LAMEB II), do Centro de Ciências Biológicas da UFSC.

Além do FISH, o sequenciamento de DNA foi realizado em pontos de superfície (RiL1 e RiL2) e pontos do lodo (LL1 e LL2) de cada lagoa de lemna, totalizando 4 pontos no sistema para cada amostragem. As amostras foram coletadas em Março/2015 (verão), Junho/2015 (inverno), Setembro/2015 (primavera). A extração do DNA metagenômico ocorreu por meio de Kit de extração de *DNA MoBio Power Soil TM* (Mobio Laboratories Inc., Carlsbad, CA, USA), de acordo com as instruções do fabricante e posteriormente foi realizado o sequenciamento de DNA de

nova geração com a amplificação da região V3-V4 (341-806) do gene ribossomal 16S.

Esta análise foi realizada em um laboratório terceirizado que utiliza a tecnologia Illumina MiSeq® de sequenciamento por síntese (*sequencing by synthesis* - SBS), sendo esta uma das tecnologias mais usadas no mundo, no que se refere a sequenciamento de DNA em larga escala. O sistema pode garantir a leitura de até 100.000 sequências por amostra com a identificação taxonômica e a quantificação do número de sequências obtidas de cada táxon. Os resultados foram fornecidos já processados pelo *software* de bioinformática Bioguardian do sistema.

#### **4.5.7 Potencial de produção de biometano a partir da biomassa de lemnas (BMP)**

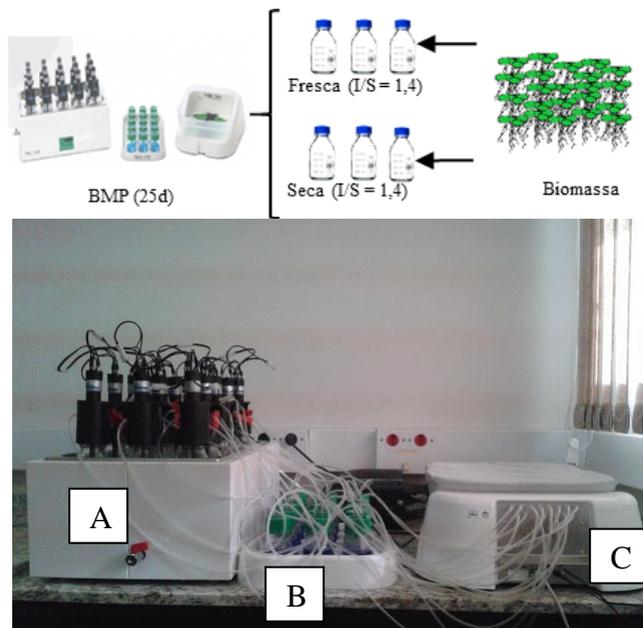
Nesse item serão apresentados as metodologias utilizadas para análise da biodegradabilidade anaeróbia da biomassa gerada nas lagoas de lemnas com o intuito de valorização energética (biometano). Este ensaio foi desenvolvido conjuntamente com um trabalho de conclusão de curso segundo Magnus (2015).

A biomassa gerada em excesso proveniente do manejo foi utilizada como substrato para avaliação do potencial de geração de biometano (BMP). No experimento foram testadas lemnas úmida diretamente extraída do sistema e também biomassa seca a 35°C em estufa, objetivando simular a remoção da umidade pelo sol em leitos de secagem.

O teste utilizado para avaliar o BMP foi o Teste Automático de Potencial de Metano II (em inglês, *Automatic Methane Potential Test System AMPTS II*) da empresa *bioprocess control* (Figura 13). Foi utilizado um conjunto de 12 frascos com volume útil de 400 mL, agitação intermitente (1 minuto acionada automaticamente com frequências de 5 minutos) e temperatura controlada em banho termostático de 35°C (item 1). Os reatores foram divididos em réplicas aonde a razão inóculo/substrato (I/S) foi determinada com base na concentração de sólidos voláteis (SV). O mesmo inóculo foi utilizado para todos e construíram-se reatores adicionais com as mesmas configurações a fim de realizar análises de caracterização de cada reator.

O CO<sub>2</sub> do biogás era eliminado através de uma solução de NaOH 3N e o volume restante (metano) foi automaticamente convertido em condições normais de temperatura e pressão (0 ° C e 1 bar).

Figura 13 – Verificação da produção de metano pela biomassa de lemnas seca e úmidas em triplicatas nos reatores (relação inóculo/substrato de 1,4 para todos os reatores) com o método de *Automatic Methane Potential Test System (AMPTS II)*. A- Banho termostático; B- unidade de fixação de CO<sub>2</sub>; C – dispositivo de medição de volume.



Fonte: O autor (2015)

O inóculo ( $5,8 \text{ gSV.kg}^{-1}$ ) utilizado, oriundo de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localizada em Florianópolis – SC, foi previamente submetido a testes para avaliar a Atividade Metanogênica Específica (AME) como forma de qualificá-lo. Deste modo esta apresentou uma relação SV/ST de aproximadamente 77% e uma AME de  $0,14 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{kgDQO}^{-1}.\text{d}^{-1}$ . Este inóculo inicialmente foi submetido à temperatura de  $35^\circ\text{C}$  por um período de 20 dias, para sua desgaseificação, ou seja, para que a produção de metano pela presença de matéria orgânica presente nele não ocorresse durante o experimento. (AQUINO *et al.*, 2007). Como substrato a lemnas foi utilizada com  $70,4 \text{ gSV.kg}^{-1}$  com uma relação de SV/ST cerca de 90% e umidade de 92%.

Para a secagem as lemnas passaram por um processo de trituração mecânica e posteriormente foram secas em uma estufa à  $35^\circ\text{C}$ , por um período de 24 h, a fim de simular um leito de secagem natural. Após isso

pesou-se cerca de 1,8g do substrato seco para compor um reator juntamente com 398 mL gerando uma relação Inóculo/Substrato= 1,4.

O experimento foi então conduzido por 25 dias em triplicata com a relação I/S de 1,4 para os reatores. A parcela do volume de metano produzido pela matéria orgânica presente no inóculo foi considerada desprezível (pelo fato do inóculo ficar entubado por 20 dias como já citado anteriormente). A Equação 15 para o cálculo do SMP foi:

$$SMP = \frac{V_{\text{acumulado}}}{m_{SV} \text{ substrato}} \quad (15)$$

Onde:

$SMP$  é a Produção específica de metano ( $Nm^3.kgSV^{-1}$ );

Vacuulado é o volume de metano produzido acumulado ( $Nm^3$ );

$m_{SV}$ substrato é a massa de sólidos voláteis de substrato adicionada no reator ( $kgSV$ ).

A biodegradabilidade dos substratos pode ser relacionada com os valores dos parâmetros cinéticos ( $K_1$ ), assim, o conhecimento da cinética de hidrólise do substrato foi obtido a partir dos resultados de teste de SMP. A partir da curva da produção de metano acumulado, foi possível determinar as constantes da hidrólise  $K_h$  ( $dia^{-1}$ ) de acordo com as Equações 16 e 17:

$$\frac{ds}{dt} = -K_h S \quad (16)$$

Onde:

$S$  biodegradabilidade do substrato;

$T$  tempo (d);

$K_h$  constante de hidrólise.

Depois da integração o valor de  $K$  pode ser obtido pela seguinte equação:

$$\frac{\ln(B_{\infty} - B)}{B_{\infty}} = -K_h t \quad (17)$$

Onde:

$B_{\infty}$  Produção de metano acumulada final;

$B$  Produção de metano acumulada em um determinado tempo,  $t$ .

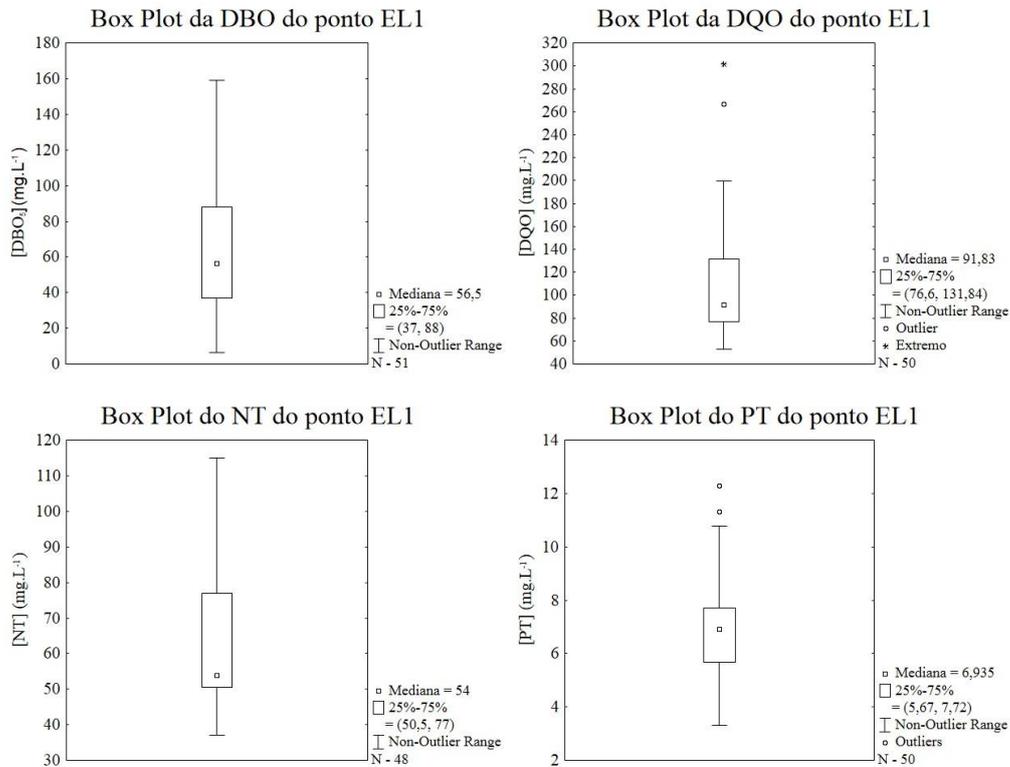
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

Durante todo período experimental observou-se uma significativa variação nas características do afluente do sistema. Essa variação é esperada e inerente ao uso de esgoto doméstico real. Quando no sistema, o alto tempo de estocagem (aproximadamente 25d) do efluente favoreceu a estabilização da matéria orgânica, a qual apresentou valores baixos de matéria carbonácea em forma de DQO e DBO na entrada do sistema. Durante a maior parte do período experimental as entradas ficaram compreendidas entre 37 a 88 mg.L<sup>-1</sup> para DBO de 76 a 131 mg.L<sup>-1</sup> para DQO (Figura 14). A relação DQO/DBO média foi de 1,71 caracterizando o efluente ainda como biodegradável. Para o carbono orgânico dissolvido (COD) obteve-se valores que variaram de 13,8 a 54,46 mg.L<sup>-1</sup> onde 50% dos valores ficaram entre 19 a 27mg.L<sup>-1</sup>. El-Shafai *et al.*, (2007) em seu sistema piloto aplicou concentrações de 151 ± 44, 58 ± 21 mg.L<sup>-1</sup> DQO e DBO, respectivamente em suas lagoas de lemnas na estação de verão.

Para o NT observaram-se valores mínimos de 37 e máximos de 115 mg.L<sup>-1</sup> com metade dos valores entre 50,5 a 77 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 14). Quando comparado com a amônia, a relação N-amoniacal/NT é de 0,88 o que demonstra que a maior parcela de nitrogênio no afluente estava em forma de nitrogênio amoniacal. Valores abaixo de concentração de 18,8 ± 4 mg N-amoniacal.L<sup>-1</sup> são encontrados na literatura para efluente pós reator UASB aplicados em lagoas de lemnas (El-Shafai *et al.*, 2007). A elevada concentração de N- Amoniactal é em função do processo de amonificação que ocorre durante o elevado tempo de estocagem do efluente nos tanques que antecedem as lagoas. Para o PT observou-se valores mínimos de 3,3 mg.L<sup>-1</sup> e máximos de 12,3 mg.L<sup>-1</sup> conferindo uma amplitude de 9 mg.L<sup>-1</sup> com 50% dos valores entre 5,67 a 7,72 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 14). Dessa forma o afluente apresentou uma baixa relação C:N:P (16:9:1), muito menor que se recomenda para um sistema biológico que é de 100:5:1 para aeróbios e de 350:7:1 para anaeróbios (VON SPERLING, 2005), porém, boas eficiências de remoção foram obtidas como serão demonstradas a seguir.

Figura 14 – Representação gráfica tipo BoxPlot da distribuição de valores da [DBO], [DQO], [PT] e [NT] na entrada do sistema (EL1).



Para sólidos totais e turbidez aos valores variaram entre 11,35 e 114 mg.L<sup>-1</sup> e 9,22 a 173 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. A maior porcentagem dos resultados se concentraram na faixa de 15,22 a 23,7 e 17 a 77 mg.L<sup>-1</sup> para ST e turbidez, respectivamente. El-Shafai *et al.*, (2007) utilizaram efluentes com concentrações de no máximo 90 mg.L<sup>-1</sup> em seu sistema de lagoas de lemnas.

De forma geral, as estações de inverno e primavera de 2015 foram as que apresentaram maiores cargas aplicadas durante todo o período, correspondendo aos maiores valores de concentração de entrada. Esses resultados serão apresentados no decorrer de cada seção desse item.

## 5.2 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A Tabela 4 demonstra os valores médios e o desvio padrão, além das porcentagens de eficiência de remoção dos parâmetros avaliados durante o período experimental nos pontos EL1, SL1 e SL2.

Os valores separados por estação estão demonstrados nas tabelas (A1.1, A1.2, A1.3, A1.4, A1.5) no Apêndice 1.

### 5.2.1 pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD)

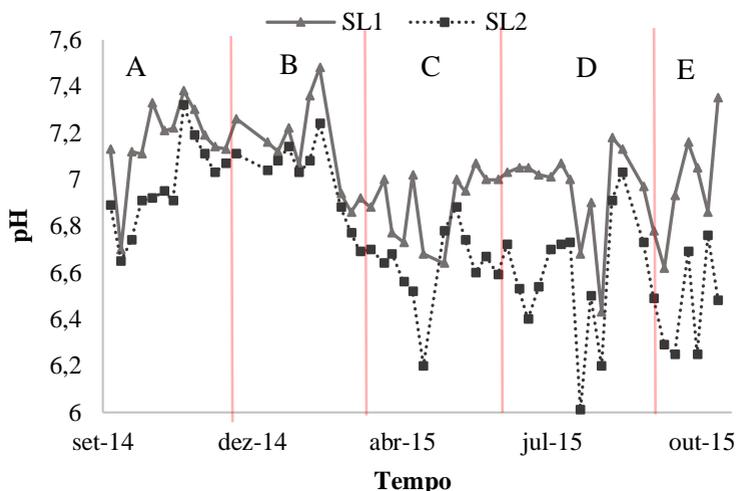
A forma que o N- amoniacal se encontra disponível nas lagoas de lemnas é regida pelo potencial hidrogeniônico (pH). Portanto, a manutenção do pH é fundamental para o bom crescimento da planta e bom funcionamento do sistema. Caicedo (2005) verificou que o pH ideal para crescimento da lemna é entre 6 a 8. Na Figura 15 está representado o comportamento do pH nos pontos de coleta durante o período experimental.

Tabela 4 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante todo o período de análise (395 dias).

Parâmetros	Número de amostras (n)	EL1	SL1	Eficiência L1 (%)	SL2	Eficiência L2 (%)	Eficiência Final (%)
pH	54		7,0± 0,2		6,8 ± 0,2		
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	35		1,8 ± 1,3		1,0 ± 0,7		
T (°C)	54		21,8 ± 2,9		21,4 ± 2,3		
ORP (mV)	54		-4,0 ± 8,7		6,6 ± 11,0		
Turbidez (uT)	53	52,2 ± 41,0	4,5 ± 2,8	91,3	2,2 ± 1,0	51,1	95,7
SST (mg.L <sup>-1</sup> )	52	24,8 ± 20,0	5,2 ± 3,0	78,8	3,6 ± 2,6	31,9	85,0
SSF (mg.L <sup>-1</sup> )	52	4,8 ± 3,3	0,8 ± 0,9	82,9	0,56 ± 0,7	31,3	88,3
SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	52	20,3 ± 17,6	4,9 ± 2,7	74,4	3,35 ± 2,5	23,6	80,4
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	50	108,7 ± 51,7	41,1 ± 11,0	62,1	30,7 ± 8,3	25,3	71,7
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	51	63,8 ± 35,5	21,6 ± 12,8	66,1	10,1 ± 5,5	53,1	84,1
COD (mg.L <sup>-1</sup> )	52	24,3 ± 7,5	12,0 ± 2,2	50,7	9,6 ± 2,3	20,0	60,6
Alcalinidade (mg.L <sup>-1</sup> )	43	349,7 ± 95,8	158,2± 38		67,4 ± 10,6		
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	48	62,2 ± 18,3	23,0 ± 9,6	63,0	4,6 ± 3,3	79,8	92,5
N-Amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	49	50,4 ± 15,8	17,7 ± 6,4	64,8	1,9 ± 1,7	89,1	96,2
PT (mg.L <sup>-1</sup> )	50	6,8 ± 1,8	2,3 ± 1,2	66,3	0,6 ± 0,6	74,0	91,2
P-PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	45	4,1 ± 1,58	1,54 ± 0,84	62,9	0,3 ± 0,4	76,3	91,2
Coliformes Totais <sup>1</sup> (NMP/100ml)	11	1,5x10 <sup>5</sup>	7,7x10 <sup>4</sup>	6,2x10 <sup>1</sup> *	1,5x10 <sup>4</sup>	6,2x10 <sup>4</sup> *	8,8x10 <sup>4</sup> *
<i>E. Coli.</i> <sup>1</sup> (NMP/100ml)	11	2,7x10 <sup>4</sup>	760	2,6x10 <sup>4</sup> *	66,3	693,4*	2,63x10 <sup>4</sup> *

\*Quantidade reduzida (NMP/100ml). <sup>1</sup> Média geométrica

Figura 15- Representação gráfica do pH em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E – Primavera (2015).



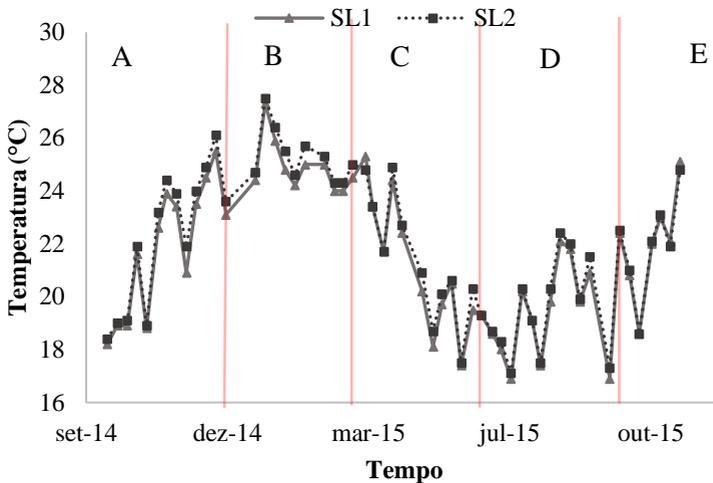
Nota-se que durante todo o período o pH permaneceu entre 6 a 7,5 com as médias próximas ao neutro (EL1 =  $7,06 \pm 0,18$ ; SL1 =  $7,06 \pm 0,19$ ; SL2 =  $6,82 \pm 0,24$ ). Em C (outono de 2015) e D (inverno de 2015) observa-se menores valores que podem ser explicados pelo processo de amonificação, formando amônio (confere caráter ácido ao meio). Os menores valores encontrados em L2 podem ter ocorrido devido a presença de microalgas que se desenvolveram durante grande parte do período. Como as medições ocorreram no período das 08 horas da manhã, ou seja, no final da fase escura, a respiração no período noturno libera o  $\text{CO}_2$ , que tende a acidificar o meio, o que é remediado como o início da atividade fotossintética, pela fixação do  $\text{CO}_2$ . Vale ressaltar que as lernas fazem trocas gasosas com a atmosfera, tendo pouca influência na dinâmica do carbonato.

Em relação a temperatura verifica-se que as variações estão diretamente associadas à temperatura externa variando relativamente à variação das estações do ano. Janeiro de 2015 foi mês onde a temperatura foi maior ( $T = 27,5^\circ\text{C}$ ) e o mês onde foi identificada a menor temperatura

foi setembro de 2014 ( $T = 17,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Landolt e Kandeler (1987) citam que a temperatura ótima para *Landoltia punctata* está entre  $21$  e  $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Porém, de forma geral a temperatura não apresentou valores críticos que pudessem interferir no desempenho do sistema. A variação da temperatura da água no ciclo nictemeral é geralmente menor em lagoas cobertas por lemnas, devido a barreira imposta pela biomassa à radiação solar. O comportamento durante o período experimental pode ser observado na Figura 16.

A literatura reporta uma ampla faixa de temperaturas em que sistemas de lagoas de lemnas operam de  $6$  a  $35\text{ }^{\circ}\text{C}$ , sendo que muitas espécies são aptas a se desenvolver em clima temperado. (PRISM, 1990; NASR *et al.*, 2009; PATEL E KANUNGO, 2010; PAPAPOPOULUS *et al.*, 2011; BOUALI *et al.*, 2012; VANITHA *et al.*, 2013).

Figura 16- Representação gráfica da temperatura do meio líquido às 8 horas da manhã em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).



Para o OD as medições tiveram início somente no mês de fevereiro de 2015, por motivos de manutenção de equipamentos. Analisando os dados, SL1 apresentou valores mais elevados de OD ( $1,8 \pm 1,3\text{ mg.L}^{-1}$ ) e valores mais baixos na saída do sistema SL2 ( $1,0 \pm 0,7\text{ mg.L}^{-1}$ ). Como já mencionado, a presença de microalgas em L2 e também a maior

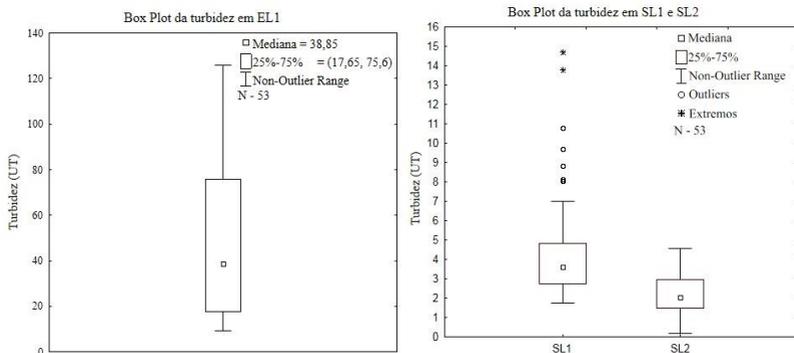


## 5.2.2 Turbidez, alcalinidade, série de sólidos suspensos

### Turbidez

Para a turbidez os valores médios de entrada (EL1) foram de  $52,2 \pm 41$  UT e de  $4,55 \pm 2,79$  UT e  $2,22 \pm 1,05$  para SL1 e SL2, respectivamente. De acordo com a portaria 2914 do Ministério da Saúde (2011) o valor máximo permitido para turbidez em água destinada para consumo humano é de 5 UT, demonstrado o quão eficiente é o sistema para redução do parâmetro. Durante grande parte do período experimental obteve-se valores (cerca de 75%) de 5 UT em SL1. Quando verificado SL2 todos os valores foram abaixo disso (Figura 18). Em relação a EL1 observa-se bastante variação nos valores (min = 9,22 UT e máx = 126,6 UT) que representa uma amplitude de 116,18 que serão discutidos a seguir.

Figura 18 - Representação gráfica tipo BoxPlot da distribuição de valores da turbidez em EL1 (entrada da lagoa 1), SL1 (saída da lagoa 1), SL2 (saída da lagoa 2).



A eficiência de redução da turbidez foi de 91,3% em L1 e 51,2% em L2, correspondendo a uma eficiência global de 95,7% para todo o sistema durante todo o período experimental. A redução da turbidez está diretamente relacionada à sedimentação e à hidrólise de matéria orgânica particulada. Center *et al.* (2002), sugerem que todas as plantas reduzem a turbidez pela adsorção de materiais coloidais.

A variação intermitente observada para a turbidez no ponto de entrada do sistema (EL1 – Figura 19) pode ser reflexo de diferentes tempos de estocagem nos tanques de armazenamento. No recebimento de



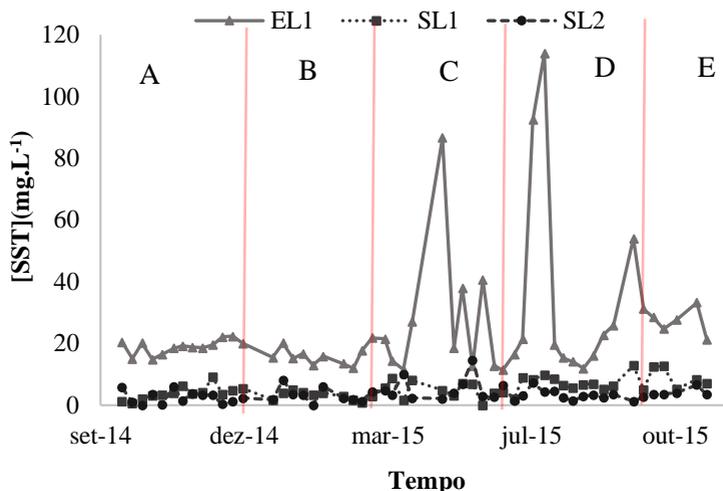
seu experimento com lemnas, com 18 %, utilizando o mesmo procedimento experimental. Os autores associaram essa redução de uma para a outra devido a biomassa de lemna morta que permanece em suspensão nas lagoas. Patel e Kanungo (2010) obtiveram redução de 41,7% em turbidez em um sistema de lagoa de lemnas (*Lemna minor L*) utilizando esgoto doméstico. Selvarani *et al.*, (2015) testaram diferentes tipos de efluentes com diferentes diluições em lagoa de lemnas (*Lemna Minor*), e obtiveram o máximo de 93% de redução de turbidez utilizando lixiviado diluído 25%. Bouali *et al.*, (2012) obtiveram 50 % de redução de turbidez em um sistema utilizado para tratamento terciário (pós lodo ativado). Teles (2016) associa a redução da turbidez com a abundante presença de microcrustáceos e rotíferos, que se desenvolvem sob a cobertura vegetal, os quais removem ativamente materiais particulados.

### Sólidos

Assim como a turbidez a maior eficiência em remoção foi em L1 com 78%, enquanto que L2 foi de 31% com eficiência global de 85,6% em SST. A média durante todo o período foi de 24,8 ( $\pm 20$ ), 5,2 ( $\pm 3,0$ ), 3,5 ( $\pm 2,6$ ) mg.L<sup>-1</sup> para EL1, SL1 e SL2, respectivamente. Os altos desvios padrões caracterizam as altas variações em cargas de sólidos no sistema, bem como variações sazonais na microbiota suspensa. A elevada carga aplicada no inverno também é observada para os sólidos com um pico máximo de 114 mg.L<sup>-1</sup> (Figura 20).

De forma geral, as lagoas de lemnas têm baixa produção algal em função da pouca penetração de luz na coluna de água, caracterizando baixa presença de sólidos suspensos. Como mencionado, a presença de microalgas (principalmente do gênero *Oscillatoria*) e quantidade de organismos em L2, principalmente nos meses de verão, inverno e outono provavelmente influenciaram nos resultados. Durante o verão (B) as médias para SL1 e SL2 foram 3,0  $\pm$  1,3 mg.L<sup>-1</sup> e 3,2  $\pm$  2,4 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, e para o outono (C) foi de 4,9  $\pm$  2,8 mg.L<sup>-1</sup> e 5,4  $\pm$  4,0 mg.L<sup>-1</sup> conferindo um acréscimo ao longo do tratamento. No inverno não foi observado esse comportamento justamente pelo fato de L1 ter apresentado alta concentração de sólidos, pela alta carga aplicada nessa estação. No geral esses fatores não afetaram a boa eficiência de remoção de sólidos, caracterizando baixos valores de concentrações de sólidos na saída do sistema.

Figura 20 - Representação gráfica de [sólidos suspensos totais] em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).



Zimmo *et al.* (2002), estudaram 4 lagoas de lemnas em série (28 dias de TDH) e obtiveram uma remoção anual média de 54% em SST. El-shafai *et al.* (2007) avaliaram 3 lagoas de lemnas em série (15 dias de TDH) pós tratamento de UASB e obtiveram até 93% de remoção de SST. Papadopoulos *et al.* (2011), estudaram 3 lagoas de lemnas em série em escala real utilizando esgoto doméstico e obtiveram 63% de remoção de sólidos suspensos totais. Nasr *et al.* (2009), estudaram um sistema de lagoas de lemnas aplicada esgoto doméstico e obtiveram remoções de sólidos suspensos totais variando de 44,1% a 53,4%. Bouali *et al.* (2012), obtiveram remoção de  $77,7 \pm 16,3\%$  para SST em lagoas de lemnas utilizadas para tratamento terciário.

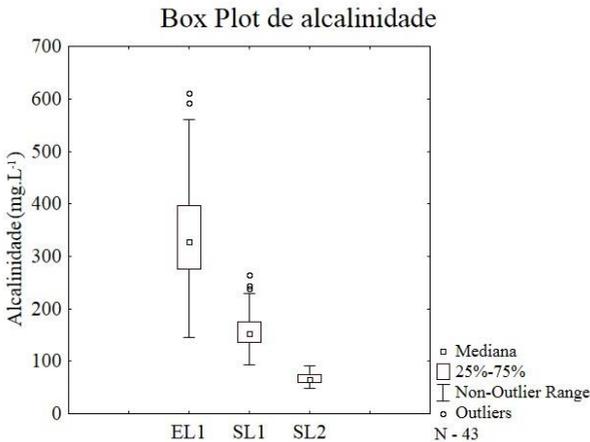
### Alcalinidade

A alcalinidade representa a quantidade de íons que reagem para neutralizar os íons de hidrogênio, em outras palavras atua como tampão do pH identificado, no presente estudo, pelos valores sempre próximos a neutralidade (Figura 15). De acordo com Von Sperling (2005a) a faixa de alcalinidade para esgoto doméstico se encontra entre 100 a 250 mg.L<sup>-1</sup>.

No presente estudo o consumo de alcalinidade foi de 80,7% partindo de  $349,7 \pm 95,8 \text{ mg.L}^{-1}$  para EL1,  $158,3 \pm 38 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL1 e  $67,4 \pm 10,5 \text{ mg.L}^{-1}$ . A ocorrência de nitrificação e hidrólise de matéria orgânica (que geram íons de hidrogênio) podem ser indicativos do consumo de alcalinidade, sendo relacionado por diversos autores (Zimmo *et al.*, 2003; Caicedo, 2005; Zhao *et al.*, 2014b). Porém, a alcalinidade pode ser reduzida pela formação de ácidos orgânicos formados no fundo das lagoas, quando em anaerobiose.

Servarini *et al.*, (2015) obtiveram o máximo de redução de alcalinidade de 63% e o mínimo de 22%. El-Kheir *et al.* (2007), estudou a aplicação de lixiviado em uma lagoa de lemnas sob diferentes tempos de detenção. Eles observaram um decaimento de alcalinidade de  $268 \text{ mg.L}^{-1}$  para  $239 \text{ mg.L}^{-1}$  do início até o 6 dia. Do dia 6 até o dia 8 foi identificado um aumento para  $308 \text{ mg.L}^{-1}$  que foi associado ao aumento da taxa de decomposição, que consequentemente introduz  $\text{CO}_2$  no meio líquido resultando em um aumento na alcalinidade.

Figura 21 - Representação gráfica tipo BoxPlot da distribuição de valores da [alcalinidade] em EL1 (entrada da lagoa 1), SL1 (saída da lagoa 1), SL2 (saída da lagoa 2).



### 5.2.3 Matéria orgânica

Como já discutido, a remoção de matéria orgânica em lagoas de lemnas não corresponde à absorção direta pelas plantas e sim pela

microbiota heterotrófica associada, bem como processos físicos (sedimentação). Para matéria orgânica oxidável (DQO) o sistema alcançou boa eficiência de remoção, com 71% de remoção sendo que L1 apresentou 62% e L2 25% de remoção, a partir de uma carga média aplicada no sistema de  $13,6 \pm 6,49 \text{ kgDQO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

As concentrações médias nos efluentes foram de  $108,7 \pm 51,7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,  $41,1 \pm 11,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e  $30,7 \pm 8,33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  para EL1, SL1 e SL2, respectivamente. As altas variações (DP alto), principalmente na entrada do sistema estão diretamente relacionadas às diferentes concentrações das cargas de esgoto recebidas do condomínio, bem como o tempo de armazenamento dentro dos tanques prévios à entrada do sistema. Como pode ser observado na Figura 22, os meses de outono (C) e inverno (D) foram onde identificaram-se os maiores picos de concentrações (Max:  $301 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ), o que é determinado pelos usos de água no condomínio.

Foi observado aumento em eficiência de remoção quando houve aumento em concentração de entrada, com as maiores eficiências sempre em L1. O inverno (D) foi a estação com maiores concentrações de entrada em DQO (concentração:  $159,8 \pm 66,17$  e carga  $39,96 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  em EL1) e onde foi identificado maior eficiência de remoção desse parâmetro (79,5%), com 71% em L1.

Considerando a variável DBO, obteve-se uma eficiência total de 83% de remoção, onde a participação de L1 foi 63% e da L2 53%, a partir de carga média aplicada no sistema de  $7,5 \pm 3,9 \text{ kgDBO} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ . Na Figura 23 observa-se que a DBO apresentou também variações em função da carga de esgoto aplicada, porém não se percebe o pico elevado no mês de inverno. Nesse período também foi observado as maiores relações DQO/DBO (próximas a 2,3). Isso pode indicar uma concentração maior de substâncias recalcitrantes. O efluente do sistema apresentou concentrações de DBO significativamente abaixo do exigido pela legislação brasileira que regula o lançamento de efluentes definida pela resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), que é de  $120 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , e da legislação do estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2009), que impõe um limite máximo para lançamento, em termos de concentração do efluente sem considerar a capacidade de autodepuração do corpo hídrico receptor de  $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ .

A degradação da matéria orgânica em lagoas de lemnas ocorre principalmente pela ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios aderidos nas plantas, presentes em suspensão na coluna da água e no sedimento (CROSS, 2006). A formação de uma zona aeróbia na rizosfera favorece o crescimento de microrganismos aeróbios que degradam DBO.

Teles (2016) identificou a presença de elevada percentagem de organismos heterotróficos no biofilme nas raízes das lemnas.

Kuraish e Sharma (2010) estudaram a eficiência de um sistema de lagoa de lemnas tratando esgoto doméstico sob TDH de 28d e utilizando a espécie *Lemna minor* onde obtiveram eficiência de até 87,3% em DBO e 67,3% para DQO. Bouali *et al.* (2012) obtiveram remoção média de  $67,57 \pm 8,2\%$  para DQO e  $70,67 \pm 9,5\%$  para DBO em uma lagoa de lemnas (*Lemna minor*), utilizada para tratamento terciário (pós lodo ativado) de esgoto doméstico. Ben-shalom *et al.*, (2014) estudaram um sistema de lagoas de lemnas (*Lemna gibba*) em escala piloto, construída em Israel para tratamento de esgoto doméstico de uma pequena comunidade, e obtiveram remoções de DQO de 60 a 80% e de 80 a 97% para DBO. Selvarani *et al.*, (2015) em seu estudo de eficiência de lagoa de lemnas (*Lemna minor*), sob diferentes tipos de esgotos e diluições obtiveram remoção máxima de 79% de DBO. Sims *et al.*, (2013) tratando água de chuva em um sistema piloto de lemnas (*Lemna minor*) com tempo de detenção de 10 dias obtiveram remoção de DQO de  $85 \pm 8\%$ .

Figura 22- Representação gráfica da [DBO] e eficiência de remoção total em função do tempo. SL1- Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E – Primavera (2015).

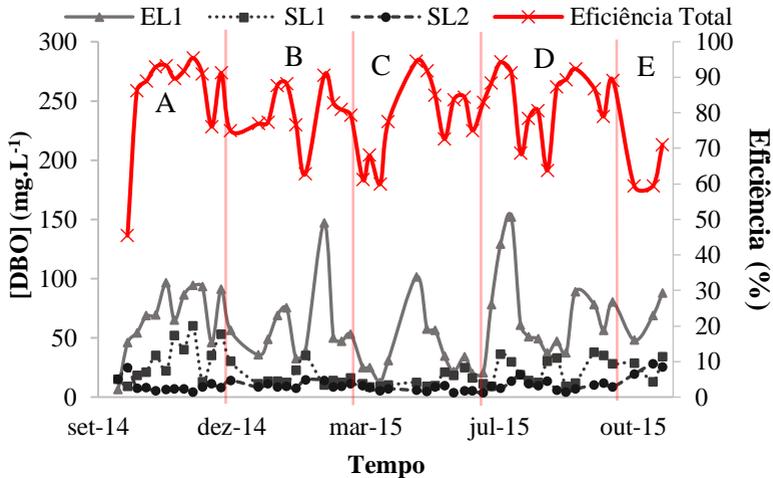
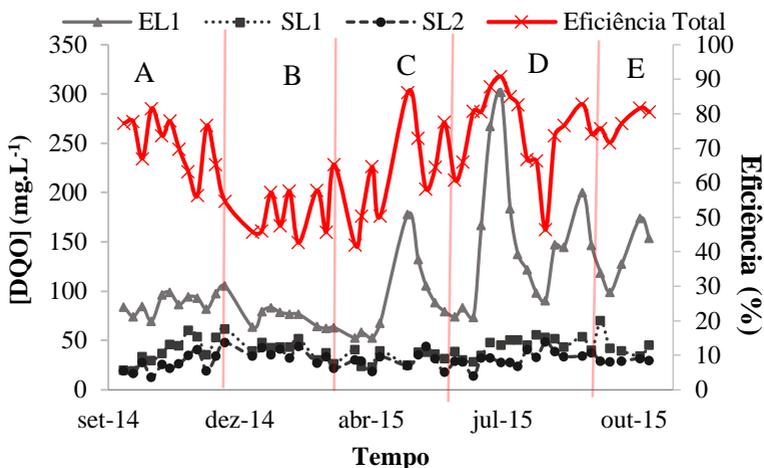
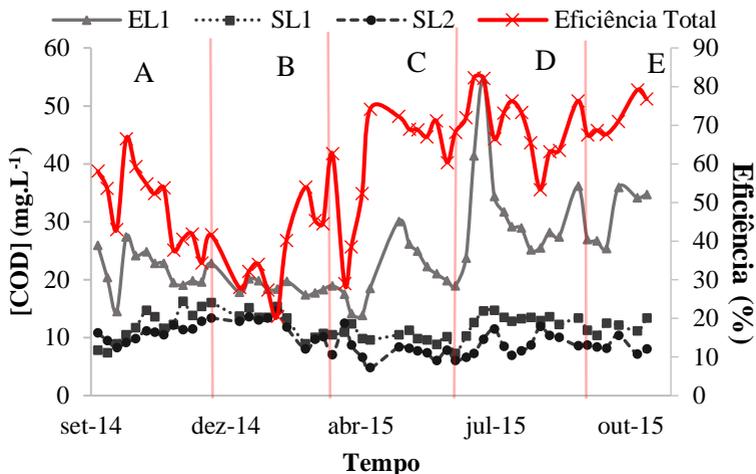


Figura 23- Representação gráfica da [DQO] e eficiência de remoção total em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).



O carbono orgânico dissolvido (COD) é uma medida indireta que independe do estado de oxidação da matéria orgânica, e não sofre a interferência de outros átomos ligados à estrutura orgânica, tais como o nitrogênio e hidrogênio, e espécies inorgânicas como Fe (II), Mn (II), sulfeto e cloreto. É uma análise complementar à DBO e DQO e representa a parcela de carbono orgânico dissolvido no efluente independente de sua biodegradabilidade. Quanto à fração particulada, sabe-se que em lagoas de estabilização, o carbono particulado tende a ir para o fundo sendo degradado e liberando moléculas orgânicas solúveis (COD), como ácidos orgânicos. A eficiência de remoção foi de 60% com parciais de 50,7% para L1 e 20% para L2 a partir de concentrações de  $24,3 \pm 7,5 \text{ mg.L}^{-1}$  para EL1,  $12 \pm 2,2 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL1 e  $9,6 \pm 2,3 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL2. Körner *et al.* (1998), estudaram em um sistema de lemnas (*Lemna gibba*), em escala laboratorial para tratamento de esgoto doméstico, a remoção de matéria orgânica pelo sistema. Os autores observaram resultados semelhantes em remoção de COD (50% a 75%) no sistema com e sem lemnas, demonstrando que a absorção pela planta não é uma via de remoção do parâmetro. O comportamento ao longo do período experimental está demonstrado na Figura 24.

Figura 24 - Representação gráfica da [COD] e eficiência de remoção total em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).

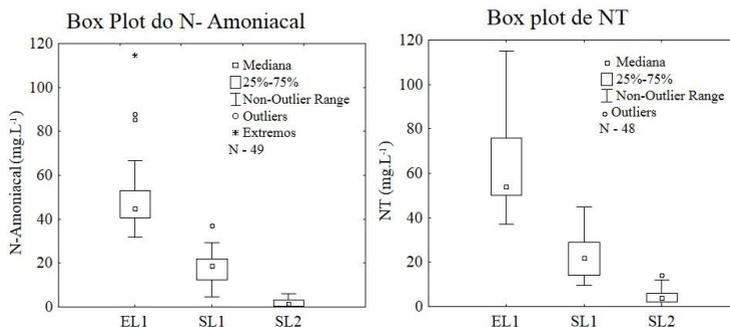


De forma geral boas eficiências de remoção dos compostos foram observadas com pouca influência sazonal nos resultados. O fator determinístico para as eficiências principalmente em DQO, DBO e COD foram as cargas aplicadas.

## 5.2.4 Nitrogênio

A remoção de nitrogênio foi bastante significativa com 92,4 % para NT, partindo de  $62,24 \pm 18,3$  mg.L<sup>-1</sup> para EL1,  $23 \pm 9,65$  mg.L<sup>-1</sup> para SL1,  $4,63 \pm 3,36$  mg.L<sup>-1</sup> para SL2. Para nitrogênio amoniacal a eficiência foi de 96,1% partindo de  $50,4 \pm 15,8$  mg.L<sup>-1</sup> para EL1,  $17,7 \pm 6,4$  mg.L<sup>-1</sup> para SL1,  $1,9 \pm 1,7$  mg.L<sup>-1</sup> para SL2. Para remoção do nitrogênio, L2 apresentou parcela mais significativa de eficiência com 79,8% e 89,1% para NT e nitrogênio amoniacal, respectivamente, enquanto para L1 foram 63 e 64,8%, respectivamente. Os valores médios (medianas) bem com como as variações nos valores de concentrações obtidos estão na Figura 25.

Figura 25 - Representação gráfica tipo BoxPlot da distribuição de valores da [NT] e [N-Amoniacal] em EL1 (entrada da lagoa 1), SL1 (saída da lagoa 1), SL2 (saída da lagoa 2).



Observa-se alta concentração de nitrogênio na entrada entre a faixa de aproximadamente 40-120 mg.L<sup>-1</sup> para NT. De acordo com Gonçalves e Souza (1997), este esgoto estaria classificado em médio-forte em relação a nitrogênio. A alta concentração é explicada pela amonificação que ocorre durante o tempo de estocagem do esgoto.

Os comportamentos de ambos os parâmetros bem como da eficiência durante todo o período experimental estão demonstrados na Figura 26 e 27.

Figura 26 - Representação gráfica da [NT] e eficiência total de remoção em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).

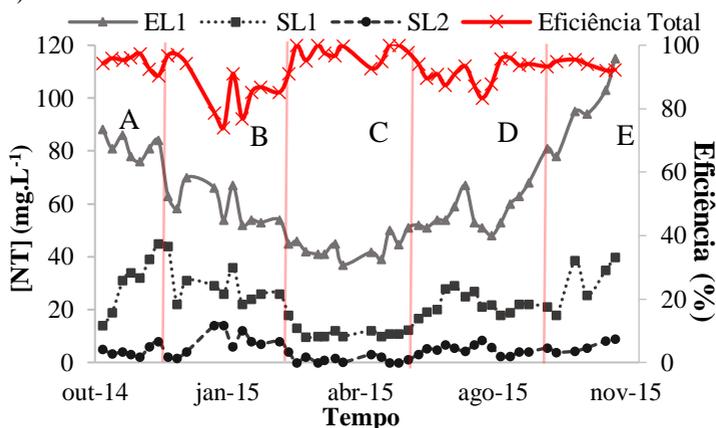
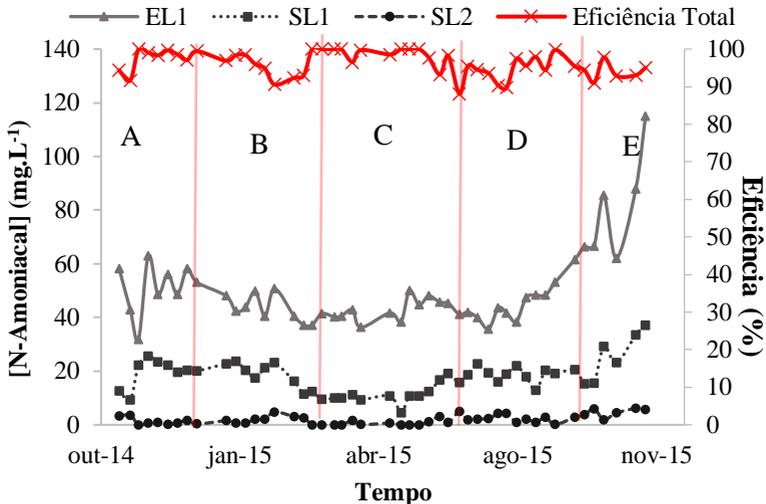


Figura 27 - Representação gráfica da [N-Amoniacal] e eficiência total de remoção em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).



Foi observado que não há tendências de sazonalidade e que as variações em SL1 e SL2 são mais influenciadas pelas cargas de entrada, assim como os demais parâmetros. A carga aplicada foi de  $7,8 \pm 2,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  para NT, para nitrogênio amoniacal foi de  $6,5 \pm 1,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ .

Durante o outono (D) obteve-se as maiores eficiências com 96% para NT onde 72,6% em L1 e 86,1% em L2. Para nitrogênio amoniacal a eficiência total foi de 98,3% com 73,3% para L1 e 93,7% para L2. Nessa estação foram observadas as menores cargas aplicadas em L2 e observaram-se as maiores eficiências para a lagoa em comparação às outras estações para NT e nitrogênio amoniacal. Isso pode ser explicado pela alta densidade de lemnas em L2 durante esse período ( $75,7 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ) maior entre todas as estações e ambas as lagoas, ou seja, pouca disponibilidade de nutrientes para muita quantidade de lemnas, tornando essa via de remoção significativa. Porém, no geral as eficiências sempre foram altas mantendo a qualidade do efluente dentro dos padrões da

legislação vigente (BRASIL, 2011) o qual define 20 mg.L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal.

Xu e Shen (2011), utilizando a espécie *S. oligorrhiza* para tratar dejetos suínos, apontam remoções que variaram de 23-51% de nitrogênio total e de 78-100% da amônia (NH<sub>4</sub>). Os resultados de eficiência aumentaram com o decaimento da concentração de entrada (21 a 117 mg.L<sup>-1</sup> para NT e 19-103 mg.L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal) e aumento do TDH. Essa elevada diferença entre eficiências foi atribuída à porcentagem de remoção via nitrificação, ou seja, grande porcentagem de nitrogênio amoniacal estava sendo transformado por bactérias nitrificantes.

Mohedano *et al.* (2012), utilizando lagoas de lemnas (*Landoltia punctata*) para tratamento de dejetos suínos, obtiveram 98% de eficiência de remoção de NTK. A maior porcentagem dessa remoção foi atribuída ao processo de nitrificação e desnitrificação na Lagoa 1 (72%) e pela absorção pela planta na Lagoa 2 (96%).

Patel e Kanungo (2010) obtiveram eficiência de remoção de 47,3% em nitrogênio amoniacal, 34,8% para nitrito e 35,8% para nitrato. Bouali *et al.* (2012) utilizando 72h de TDH obtiveram remoção de 65,1% de nitrogênio amoniacal a partir de concentração de 37±0,9 mg.L<sup>-1</sup> de entrada. Selvarani *et al.*, (2015) obtiveram 96 % de remoção de nitrogênio amoniacal, em seu estudo. Mohaprata *et al.*, (2012) estudaram um sistema composto por um reator UASB seguido de uma lagoa de lemnas (*Lemna gibba*) e uma lagoa de tilápias no final. Os autores testaram diferentes procedimentos experimentais e obtiveram maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal em maiores tempos de detenção e menores cargas aplicadas, com o máximo de 61% de remoção (TDH 58,9h) a partir de concentrações de entrada de 5,21-5,94 mg.L<sup>-1</sup>.

Na China, Zhao *et al.* (2015) estudaram um sistema piloto composto de 2 lagoas em série utilizando *Lemna japonica* tratando uma mistura de efluente doméstico e de criação de animais e obtiveram remoções de até 56,23% de nitrogênio total e de até 65% de nitrogênio amoniacal a partir de concentrações de entrada de aproximadamente 15-21 mg.L<sup>-1</sup> de nitrogênio amoniacal e 17-31 mg.L<sup>-1</sup> para NT. As vias de remoção de nitrogênio para o presente estudo serão melhor detalhadas na seção 5.4.

Em relação aos íons nitrito e nitrato foram observados baixas concentrações nas presentes lagoas (Tabela 5). De acordo com Teles (2016) foram detectadas presença de bactérias oxidantes de amônia (*Nitrosomonas*) e bactérias oxidantes de nitrito (*Nitrospira*), nas amostras das duas lagoas no verão e inverno, com exceção do lodo da L1 no inverno. Analisando as proporções de bactérias desnitrificantes,

apresentando proporção de até 62% do total de bactérias identificadas. Nesse caso a presença ou ausência de nitrato não são bons indicadores de nitrificação, pois a absorção deste íon pelas plantas e a desnitrificação simultânea podem removê-lo, camuflando assim a nitrificação. Nesse sentido, ambas as vias podem estar atuando simultaneamente como será discutido no item 5.4.

Tabela 5-Concentração de N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub> na entrada do sistema (EL1), saída da lagoa 1 (SL1) e saída da lagoa 2 (SL2).

<b>Parâmetro</b>	<b>Número de amostras (n)</b>	<b>EL1 (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SL1 (mg.L<sup>-1</sup>)</b>	<b>SL2 (mg.L<sup>-1</sup>)</b>
<b>N-NO<sub>2</sub></b>	48	0,06±0,24	0,08±0,17	0,06±0,13
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	48	0,008±0,00	0,25±0,43	0,38±0,63

### 5.2.5 Fósforo

Assim como nitrogênio o fósforo é um dos principais elementos a serem removidos na etapa de polimento. O sistema foi bastante eficiente para remoção de fósforo durante o período, com eficiência média de 91,2% sendo que L2 apresentou melhor desempenho com média de 74% de eficiência de remoção contra 66,2% de L1. A concentração média de entrada (EL1) foi de  $6,8 \pm 1,8$  mg.L<sup>-1</sup>, com saída de  $2,3 \pm 1,2$  mg.L<sup>-1</sup> para SL1 e  $0,6 \pm 0,63$  mg.L<sup>-1</sup> para L2. Os valores médios (medianas), bem como as variações nos valores de concentrações, obtidos estão na Figura 28.

Percebe-se assim como os outros parâmetros bastante variabilidade no efluente. Diferentemente do nitrogênio, a concentração de fósforo na entrada pode ter sido reduzida pelo tempo de estocagem do efluente. Pelo fato de não haver mistura nos tanques, o fósforo pode formar compostos insolúveis precipitando junto ao lodo.

O comportamento de ambos os parâmetros bem como da eficiência durante todo o período experimental, estão demonstrados na Figura 29.

Figura 28 - Representação gráfica tipo BoxPlot da distribuição de valores de [PT] em EL1 (entrada da lagoa 1), SL1 (saída da lagoa 1), SL2 (saída da lagoa 2).

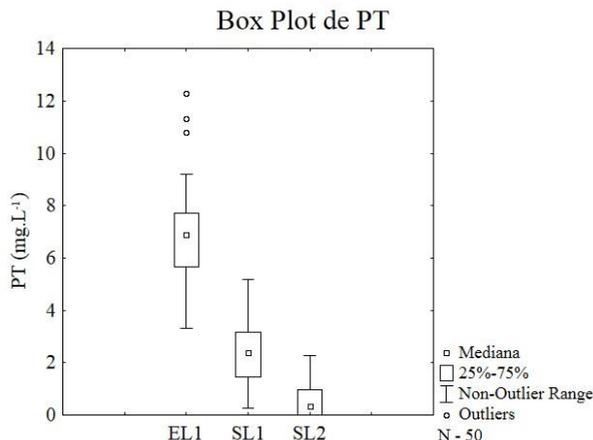
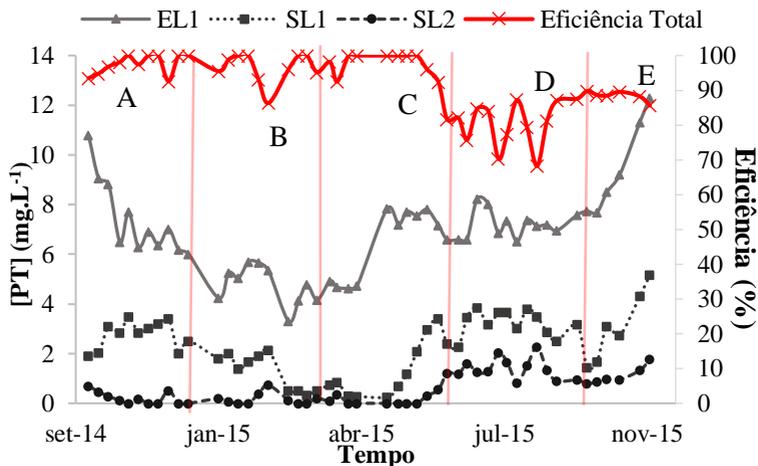


Figura 29 - Representação gráfica da [PT] e eficiência total de remoção em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).

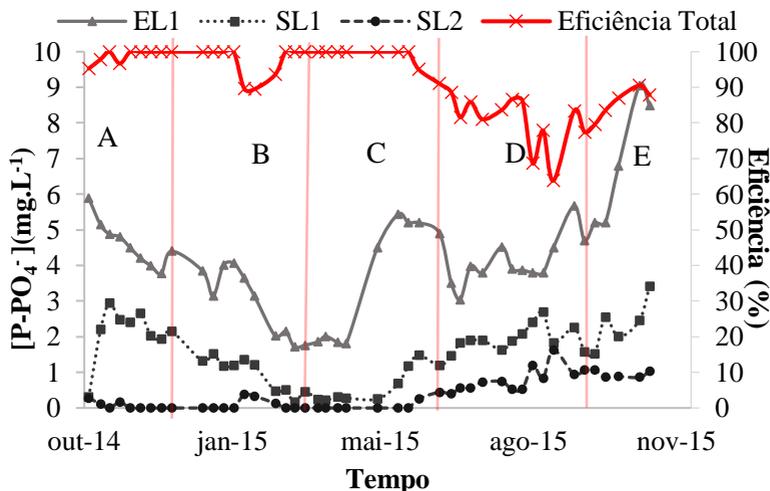


Pode-se observar que a sazonalidade exerceu pouca influência no desempenho das lagoas, sendo que as cargas foram mais determinísticas nas variações das concentrações de saída, bem como as taxas de

crescimento específico das lemnas. A média da carga de entrada no sistema foi de  $0,8 \pm 0,22 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ . Foi observado que as estações de verão (B) e outono (C), assim como os outros parâmetros, foram onde as cargas de entrada foram menores. Conseqüentemente nesse período as concentrações de saída foram menores. Em contrapartida nas estações de inverno (D) e primavera (E) de 2015 onde as concentrações de entrada foram maiores, foram observadas concentrações maiores de saída, mostrando a influência da carga nas variações.

Para o fosfato, a concentração média de entrada nas lagoas foi de  $4,16 \pm 1,58 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  e saída média de  $1,54 \pm 0,84 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  em SL1 e  $0,36 \pm 0,46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$  em SL2. A eficiência de remoção das lagoas alcançou 91,2% com parciais de 62,8% para L1 e 76,3% para L2.

Figura 30 - Representação gráfica da  $[\text{P-PO}_4^{-3}]$  e eficiência total de remoção em função do tempo. SL1-Saída da lagoa 1; SL2- Saída da lagoa 2. A – Primavera (2014); B – Verão (2015); C – Outono (2015); D – Inverno (2015); E - Primavera (2015).



Nas estações de outono (D) e verão (E) de 2015 percebe-se diminuição na eficiência total das lagoas, que possivelmente está associada ao aumento de carga e baixa taxa de crescimento de lemnas nesse período (seção 5.3) reduzindo a remoção por esta via

Iqbal (1999) esclarece que, quanto maior a velocidade de crescimento das lemnas, maior será a remoção de fósforo por mecanismos de absorção do  $\text{PO}_4^{3-}$  pelas lemnas, e ressalta a importância da colheita periódica para maximização da eficiência de remoção. Isso se confirmou no presente trabalho, onde na estação de primavera de 2014 foi obtida a maior eficiência de remoção (98,6%) dentre todas as estações e, também, aonde encontrou-se a maior taxa de crescimento superficial das lagoas ( $5,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  para L1 e  $4,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  para L2), porém as vias de remoção serão discutidas na seção 5.4. De modo geral somente a L1 já seria suficiente para atender a legislação catarinense estadual (SANTA CATARINA, 2009) que estipula o máximo de  $4 \text{ mg.L}^{-1}$  e as duas lagoas conjuntas atendem legislações mais restritas como a da união europeia, em que o máximo permitido para lançamento de fósforo é  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Xu e shen (2013) em seu estudo obtiveram acréscimo em eficiência de 25,1% a 53,2% com o acréscimo na concentração de entrada ( $2,58\text{-}24 \text{ mg.L}^{-1}$ ) e TDH. Os autores colocaram que quando a porcentagem de fosfato na contabilização de fósforo total for maior que 90%, a principal via de remoção é por absorção direta pela planta e que quando maior a frequência de retirada maior a porcentagem de remoção do nutriente. Zhao *et al.* (2015) obtiveram remoção de até de 44% ( $0,088 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ ) de fósforo com entradas variando de 3,12 a  $3,17 \text{ mg.L}^{-1}$ . Vanitha *et al.* (2013), obtiveram remoção de até 75% de fosfato a partir de concentração de  $1,6 \text{ mg.L}^{-1}$  na entrada. Prya *et al.* (2011) obtiveram remoção de 79,4% de ortofosfato a partir de uma concentração baixa de entrada de  $3,13 \text{ mg.L}^{-1}$ .

### 5.2.6 Coliformes fecais e totais

No presente estudo obteve-se redução de coliformes totais de  $1,5 \times 10^5$  para  $1,4 \times 10^4$  NMP/100mL. Já para coliformes fecais (*E. coli*) a redução foi de  $2,7 \times 10^4$  para 66,3 NMP/100mL. A remoção de *E. coli* pode estar relacionada à presença de microrganismos predadores nas lagoas e também às condições oxidantes do meio. No presente trabalho, os microcrustáceos ostrácodos foram encontrados em quantidades consideráveis na rizosfera das lemnas (com média de 1.164 organismos/100mL no verão e 2.212 org./100mL no inverno, que foram as estações onde foram identificadas as maiores quantidades), podendo ter influência na remoção desses patógenos (TELES, 2016). Em contrapartida, Katsenovich *et al.* (2008), citam que a maior via de remoção de microrganismos patogênicos é através do manejo da

biomassa aonde os patógenos tendem a se aderir nas raízes da planta, na superfície da planta e também em outros sólidos presentes e serem removidos juntos.

O outono foi a estação que apresentou maior redução de coliformes totais de  $4,1 \times 10^5$  para  $1,4 \times 10^3$ . Já para os fecais a maior redução foi no verão de  $7,3 \times 10^3$  para 0,0. Tavares *et al.* (2010), utilizando *Lemna valdiviana* obtiveram 50,4% de remoção de patógenos com uma vazão de  $2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$  e TDH de 4 dias. Papadopoulos *et al.* (2011) estudaram um sistema de 3 lagoas de lemnas (*Lemna minor*) em série com diferentes profundidades. Os autores testaram dois tempos de detenção de 58 dias para estações quentes e 88 dias para estações frias e obtiveram remoções de *E.coli* de 99,6% para estação quente e 99,33% para a estação fria.

### 5.3 ANÁLISES DE PERFIL

Com o objetivo de verificar se há estratificação no interior das lagoas, principalmente quanto a distribuição de nutrientes, os quais são diretamente absorvidos pelas plantas, foram realizadas análises de perfil ao longo do comprimento e profundidade de cada lagoa. Vroon e Weller (1995) demonstraram em seu estudo que a taxa de crescimento de lemnas aumenta, enquanto o percentual de fósforo e nitrogênio assimilado cresce próximo à superfície da lagoa, demonstrando que a máxima taxa de remoção de nitrogênio amoniacal e fosfato é na zona mais rasa (consequentemente menores concentrações no meio líquido), ou seja, próximo as lemnas.

No presente estudo foi aplicado o teste estatístico de análise de variância (ANOVA) com o objetivo de verificar se há diferença significativa ao longo do perfil vertical (10, 25, 35cm) e ao longo do perfil horizontal (pontos A, B, C), conforme mostrado a figura 8 nas diferentes estações. Os resultados da aplicação do teste para L1 e L2 na primavera estão apresentados na tabela 6, as outras estações estão no Apêndice 2.

De modo geral, apesar da baixa profundidade das lagoas, ocorreram diferenças significativas em alguns períodos. Observou-se, ao nível de significância de 0,05 (5%), que as variáveis apresentaram diferenças significativas quando avaliadas de acordo com a profundidade (perfil vertical), comparadas ao perfil horizontal. Observa-se na primavera variações significativas em L1 em relação a profundidade, nos parâmetros relacionados à matéria orgânica e nutrientes. Nessa estação verificou-se maior taxa de crescimento específico (seção 5.3) dentre todas as estações, e como observado na tabela 6 as menores médias dos parâmetros se encontram próximo a superfície (10cm), podendo estar

associadas à remoção por via de absorção pelas lemnas. Importante ressaltar que em todas as estações para os parâmetros de N-Amônia e  $\text{PO}_4^{3-}$ , as médias das concentrações foram sempre menores próximo a superfície, mesmo elas sendo estatisticamente iguais com as outras profundidades, a diferença existe e pode estar diretamente associada à absorção pelas lemnas.

Outro ponto importante é a identificação da estratificação térmica em relação à profundidade, principalmente em L2 em todas as estações. Isso pode ser explicado pelos horários de coleta das amostras que eram entre 8 horas às 10 horas. Nesse período o sol atingia a L2 antes da L1, ou seja, as medições iam ocorrendo ao passo que a lagoa ia esquentando pelos raios de sol. No perfil horizontal poucas diferenças significativas foram identificadas.

Durante a estação da primavera foram identificadas baixas concentrações de OD corroborando com o valores apresentados pela tabela A1.1 de médias de eficiência para o mesmo período.

Al-Nozaily *et al.* (2000), reportaram que não há diferença estatística significativa em concentração de nitrogênio total em amostras coletadas em diferentes profundidades na lagoa experimental de 95 cm de profundidade, porém a lagoa utilizada no experimento apresentava sistema de mistura.

Chaiprapat *et al.* (2005), modelaram o transporte de nitrogênio em uma lagoa. Foi identificando que próximo a superfície a concentração de amônia é menor que em profundidades maiores, conferindo uma menor eficiência ao sistema.

Tabela 6 - Comportamento das variáveis em relação a profundidade (10,25,35 cm) e comprimento (A,B,C) das lagoas na **primavera** de 2014 (Teste de Tukey).

		<b>Primavera (2014)</b>						
	<b>Parâmetro</b>	<b>N amostral</b>	<b>Comprimento</b>			<b>Profundidade</b>		
			<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>10cm</b>	<b>25cm</b>	<b>35cm</b>
<b>L1</b>	pH	54	6,92a	6,92a	6,67c	6,81a	6,83a	6,88a
	T (°C)	54	19,6a	20,0ab	20,39b	20,1a	19,3a	19,8a
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a
	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	54	10,9a	10,6a	10,8a	10,3a	10,3 a	11,7b
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	54	21,0a	23,6a	20,6a	14,3a	23,6b	27,3b
	N-NH <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	17,9a	15,7a	17,8a	12,1a	17,4b	21,9b
	N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	0,31a	0,28a	0,21a	0,3a	0,28a	0,22a
	N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	0,9a	1,23a	1,17a	1,9a	1,09b	0,31c
	P-PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	1,2a	1,09a	0,97a	0,75a	0,97a	1,54b
<b>L2</b>	pH	54	6,42a	6,49ab	6,61b	6,55a	6,52a	6,45a
	T (°C)	54	21,0a	21,2a	21,2a	21,5a	21,06b	20,9b
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,03a	0,06 a	0,08a	0,17a	0,0b	0,0b
	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	54	8,5a	8,0a	9,0a	8,2a	8,3a	8,8a
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	54	3,3a	2,0a	2,6a	3,0a	2,3a	2,3a
	N-NH <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	1,4a	2,2 a	1,8a	1,7a	1,7a	2,0a
	N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a	0,0a
	N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	0,34a	0,23a	0,21a	0,18a	0,34a	0,27a
	P-PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	54	0,14a	0,0b	0,03b	0,04a	0,09a	0,04a

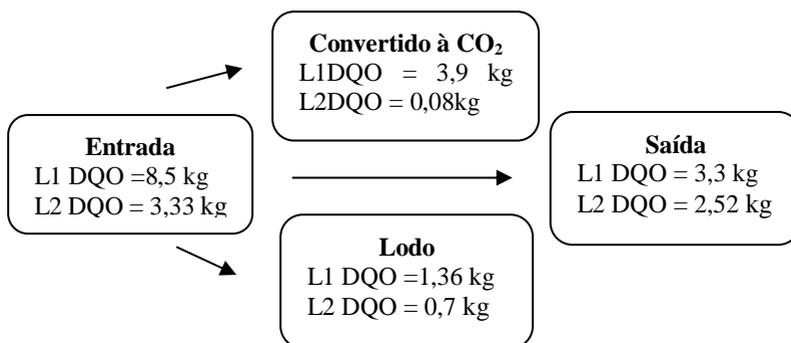
## 5.4 BALANÇO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGÊNIO E FÓSFORO

Para verificar os balanços de matéria carbonácea, nitrogênio e fósforo identificando as principais vias de remoção em cada lagoa, foram realizadas as análises específicas de acordo com o citado na seção 4.5.3. Lembrando que a elevada variação de vazões de saída em curtos períodos de tempo foi notória podendo ter influenciado nos resultados. Isso ressalta a importância de uma medição contínua durante período de análise para a boa confiabilidade de dados e exatidão de resultados.

### *Matéria Carbonácea*

Para o balanço de matéria carbonácea em L1 durante todo o período experimental constatou-se um aporte de 8,5kg onde 3,3kg saem junto com o efluente líquido e 1,36kg está presente no lodo. Nesse sentido acredita-se que 3,9kg de DQO foram convertidos por reações biológicas, ou seja, a oxidação da matéria orgânica complexa por microrganismos heterotróficos promove a eliminação de carbono na forma de CO<sub>2</sub>. Considerando o valor de conversão referente a um sistema aeróbio de 2,725 KgCO<sub>2</sub>/kgDQO (calculado no item 4.5.3.1), tem-se que aproximadamente 10,72 kg de CO<sub>2</sub> foram emitidos durante o período. Para L2 tem-se de entrada 3,3 kg de DQO e saída com o efluente de 2,5kg e 0,7kg presentes no lodo (Figura 31).

Figura 31 – Balanço de massa de matéria carbonácea (DQO), representada em quilogramas, na Lagoa 1 (L1) e na Lagoa 2 (L2) durante os 395 dias de análise.



Nota-se que o efluente de entrada possui baixo teor de sólidos (seção 5.2.2), sendo que a maior parte de carbono afluente está dissolvido sendo mensurado pela análise de COD (seção 5.2.3). Outro fator que pode ser considerado é a elevada biomassa de microorganismos zooplantônicos ativos na contribuição de emissão do CO<sub>2</sub> pela respiração.

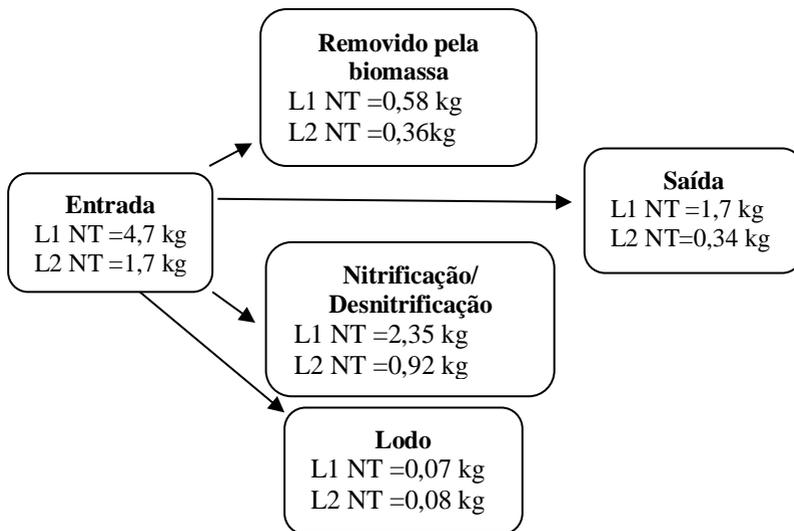
Porém, em L2 é observado pouca conversão de DQO para CO<sub>2</sub>. Esse baixo valor pode ter ocorrido pela contribuição de biomassa de lernas mortas que sedimenta formando o lodo de fundo. Outra explicação é que a vazão de saída em L2 pode não ter sido os 200 L.d<sup>-1</sup> superestimando a contribuição por ambas as vias. Importante salientar que a contribuição de carbono em forma de metano foi desprezível para ambas as lagoas. A avaliação de emissões de metano está descrita na seção 5.7.

### *Nitrogênio*

Para o balanço de massa de nitrogênio os resultados obtidos demonstraram que em todo o período houve um aporte total de 4,7 kg (100%) de nitrogênio em L1, sendo que 1,7 kg (36%) foram eliminados junto com o efluente líquido. Dentre os 3,0 kg removidos, cerca de 0,58 kg (19,3%) devem-se à absorção pela biomassa (12,5 kg foram removidos, com uma média de 4,5% de NT) e 0,072 kg (2,4%) permaneceu no lodo. Para L2 obteve-se 1,7 kg de nitrogênio na entrada sendo que 0,34 kg (20%) permaneceram no efluente final. Do total removido (cerca de 1,36kg) estima-se que 0,36 kg (26,4%) foram removidos pela biomassa (8,1 kg foram removidos, com uma média de 4,5% de NT) e 0,088 kg (6,4%) permaneceram sedimentado no lodo (Figura 32).

Considerando os dados apresentados, nota-se uma baixa porcentagem de remoção por sedimentação em ambas as lagoas (L1 = 2,4 % e L2 = 6,4%), isso se justifica pelo fato das baixas entradas de sólido no sistema. Os resultados encontrados por essa via corroboram com os resultados encontrados em estudos feitos por Caicedo (2005) e Mohedano *et al.* (2012). Em contrapartida, Zimmo *et al.* (2004), demonstram em seu estudo que a desnitrificação e a sedimentação são as duas principais vias de remoção de nitrogênio.

Figura 32 – Balanço de massa de nitrogênio total (NT), representada em quilogramas, na Lagoa 1 (L1) e na Lagoa 2 (L2) durante os 395 dias de análise.



A maioria dos trabalhos tem elevadas porcentagens de remoção de nitrogênio via absorção pela planta. Mohedano *et al.*, (2012) obteve 28% para a primeira lagoa e 96% para a segunda (em série) por essa via. Zimmo *et al.* (2004) obtiveram 15% de remoção por essa via. No presente estudo esses valores foram 19,3% para L1 e 26,4% para L2.

Devido à estabilidade do pH próximo a neutralidade e às temperaturas amenas, a volatilização de amônia foi considerada uma via desprezível para a remoção de nitrogênio, conforme a estimativa descrita no item 4.5.3.2.

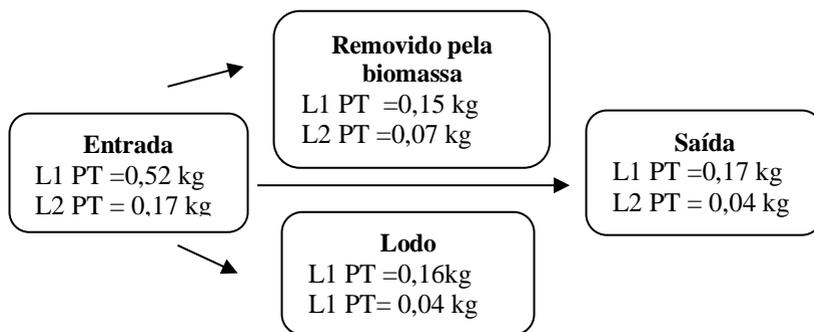
Apesar dos valores baixos de nitrito ( $0,27 \pm 0,57 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL1 e  $0,21 \pm 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL2) e nitrato ( $1,13 \pm 1,9 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL1 e  $1,7 \pm 2,8 \text{ mg.L}^{-1}$  para SL2), esses íons foram formados na lagoa. Os níveis de OD, a alta concentração de amônia afluyente e o consumo de alcalinidade são indicativos que dão suporte ao processo de nitrificação. Contudo, apesar de o processo de nitrificação ocorrer, os baixos valores de nitrato podem ser explicados pela desnitrificação simultânea e a absorção pelas lemnas. Apesar das condições desfavoráveis de elevado OD e baixa concentração de carbono na entrada, considera-se que próximo ao fundo das lagoas se desenvolve uma zona anóxica e com fontes de carbono particulado, propícia para o processo de desnitrificação.

Além disso, a presença de microorganismos nitrificantes e desnitrificantes, identificados através do sequenciamento genético, corroboram com a possibilidade de uma majoritária remoção por essas vias representando 78,2% em L1 e 67% em L2. Dessa forma, acredita-se que ambos os processos biológicos puderam ocorrer simultaneamente.

### Fósforo

Para o balanço de massa de fósforo, os resultados obtidos demonstraram que em todo o período houve um aporte total de 0,52 kg (100%) de fósforo com 0,17 kg (32,7%) sendo eliminado junto com o efluente líquido, 0,15 kg (28,8%) em biomassa em excesso extraída (12,5 kg foram removidos, com uma média de 1,8% de PT) e 0,16 kg (30,7%) permaneceram no lodo de fundo do sistema. Para L2 obteve-se 0,17 kg (100%) de fósforo na entrada, com 0,043 kg (25,3%) saindo com o efluente líquido, 0,07 kg (41%) sendo removido junto com a biomassa (8,1 kg foram removidos, com uma média de 0,9% de PT) e 0,04 kg (23%) no lodo (Figura 33).

Figura 33 – Balanço de massa de fósforo total (PT), representada em quilogramas na Lagoa 1 (L1) e na Lagoa 2 (L2) durante os 395 dias de análise.



O balanço de fósforo é determinado por quatro vias, remoção direta pela planta, adsorção em partículas de argila e matéria orgânica, precipitação química e remoção por microrganismos (IQBAL, 1999). As vias de saída do fósforo do sistema são através da absorção pelas plantas, que posteriormente são removidas pelo manejo e com o efluente de saída. De acordo com os resultados obtidos, o acúmulo de fósforo no lodo representa 30% em L1 e 23% em L2. Esse valor é baixo já que o efluente de entrada do sistema possui baixa concentração de sólidos, ou seja, a

maior contribuição para esse valor é a biomassa de lemnas mortas que se deposita no fundo. Kesaano (2011) relatou que de 30 a 50% do fósforo nas plantas é liberado pela digestão anaeróbica.

Considerando os 0,36 kg removidos em L1 e 0,127kg em L2 tem-se que 41,6% é a contribuição de remoção por manejo de biomassa em L1 e 55,1% em L2, demonstrando que é uma via representativa. Por remoção por sedimentação L1 obteve 44,4% e L2 31,4%. A parte restante do fósforo (0,04kg (7,6%) em L1 e 0,017kg (10%) em L2) podem estar associados à microfauna, insetos, anfíbios e microrganismos que foram observados corriqueiramente no sistema durante todo o período de análise.

## 5.5 AVALIAÇÃO DA BIOMASSA

### *Quantitativa*

Para obtenção de bons resultados em um sistema de tratamento por lagoas de lemnas, é necessário que sua população seja mantida em constante crescimento. Para isso, é fundamental manter concentrações ótimas de nutrientes no sistema. Outro fator que influencia na eficiência do sistema é a densidade da biomassa. Para buscar a densidade ótima, é preciso que ocorra a remoção periódica da mesma (SKILICORN *et al.*, 1993; IQBAL, 1999; CAICEDO, 2005 e MOHEDANO, 2010).

Em relação a avaliação quantitativa da biomassa, L1 apresentou valores mais elevados que L2, justificado possivelmente pelas maiores cargas aplicadas na primeira em relação a segunda. De acordo com Teles (2016), o que pode ter prejudicado o crescimento em L2 foi o desenvolvimento da cianobactéria *Oscillatoria*.

No presente estudo, o manejo da biomassa era feito duas vezes por semana. Durante todo o período experimental foram removidos 20,78 kg de biomassa seca, com uma média de 42,6 g/d dessa biomassa seca. A taxa de crescimento médio para todo o período foi de L1 = 3,9 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> e L2 = 2,5 g.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para superficial, L1 = 0,066 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e L2 = 0,037 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> para específico. Na tabela 7 estão representados os dados quantitativos da biomassa de acordo com as estações avaliadas.

As maiores taxas de crescimento são citadas na literatura por Mohedano (2010) e Bergmann *et al.*, (2000), que obtiveram 0,24 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e 0,3 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>, respectivamente, utilizando a mesma espécie (*Landoltia punctata*). Wendeou *et al.* (2013) utilizando *Landoltia punctata* obtiveram faixas de crescimento específico de 0,08 a 0,14 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>. Iatrou *et al.*, (2015) utilizando *Lemna minor* obtiveram até 0,097 g.g<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.

<sup>1</sup>, estando estes valores mais condizentes com aqueles encontrados neste estudo.

Tabela 7-Taxas de crescimento (TC) da biomassa em L1 e L2 durante as estações do ano no período de análise. S- Superficial, E – Específica.

TC	Primavera (2014) (n=23)		Verão (2015) (n=18)		Outono (2015) (n=11)		Inverno (2015) (n=11)		Primavera (2015) (n=5)	
	L1	L2	L1	L2	L1	L2	L1	L2	L1	L2
S <sup>1</sup>	5,9	4,8	4,9	2,2	3,8	2,3	3,4	1,6	1,6	1,3
E <sup>2*</sup>	8,3	6,6	8,1	3,4	8,4	3	9	4	4	3

<sup>1</sup> Taxa de crescimento superficial ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ )

<sup>2</sup> Taxa de crescimento específico ( $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{dia}^{-1}$ )

\* Multiplicado por  $10^{-2}$

A taxa de crescimento superficial (TCS) representa a produção de biomassa (em peso seco) em relação a uma determinada área ( $\text{m}^2$ ). O rendimento das lagoas é semelhante à média obtida por Zhao *et al.* (2015), que foi de  $6,1 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$  (peso seco), tendo a taxa mais baixa no mês mais frio ( $3,27 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ ). Verma e Suthar (2015) obtiveram até  $18,7 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$  utilizando *Lemma gibba*. Já Iatrou *et al.* (2015) obtiveram taxas de crescimento específico mais baixas de 0,08 a  $0,37 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$  utilizando *Lemma minor* em um experimento de bancada.

A grande distinção em valores encontrados na literatura é devida as diferenças quanto às condições experimentais como: estudos de bancada sob condições controladas de temperatura, iluminação e nutrientes que tendem a obter velocidades de crescimento maiores que estudos realizados em escala real ou piloto, que sofrem variações na concentração dos efluentes, condições atmosféricas e iluminação.

### Qualitativa

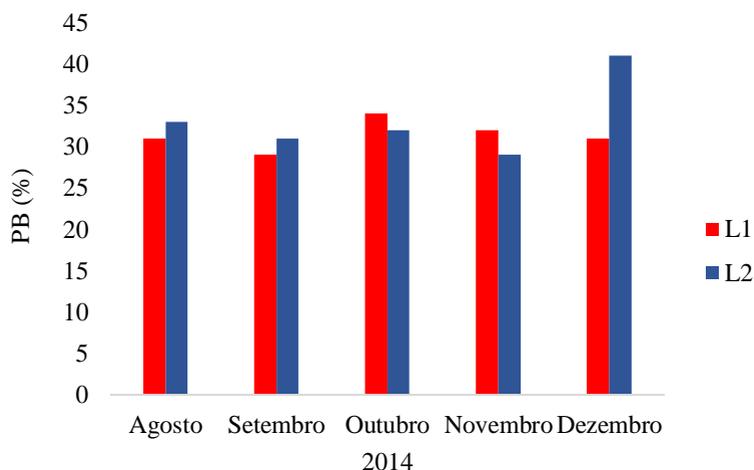
Os principais fatores que influenciam no teor de proteína na biomassa das lemnas são a disponibilidade de nitrogênio, a espécie utilizada, a temperatura e a densidade da população. De acordo com Bergmann *et al.* (2000), a espécie *Landoltia punctata* é a primeira no ranking em produção de proteínas dentre outras 41 espécies avaliadas. A produção de proteína bruta é um parâmetro fundamental para avaliar o

manejo da biomassa gerada em excesso nos sistemas de tratamento com lemnas.

Nos 5 meses amostrados (Ago-Dez 2014) a proteína bruta média para L1 foi  $31,4 \pm 1,8$  % e  $33,2 \pm 4,6$ % para L2. Valores esses compreendidos ao que se encontra na literatura, os quais variam entre 20 e 45% (IQBAL, 1999; MOHEDANO, 2004; TAVARES, 2014). A Figura 34 mostra os valores de acordo com os meses.

Apesar de L2 sempre receber menores cargas de nitrogênio e maiores densidades em todos os meses do período, foi observado que os teores de proteína bruta em ambas as lagoas foram próximos, sendo até maior que L1 como o caso de agosto, setembro e dezembro. Importante ressaltar que os meses de agosto e setembro caracterizam o final da etapa de adaptação do sistema ao esgoto doméstico e controle de invasores. Outro fator que pode ter influenciado é a presença de microrganismos aderidos nas raízes.

Figura 34 - Porcentagem de proteína bruta (PB) na biomassa de lemnas retiradas da Lagoa 1 (L1) e Lagoa 2 (L2) nos meses de agosto à dezembro de 2014.



A produção total de proteína bruta, a partir da biomassa seca, foi estimada em 1578,8g em L1 e 1569,6g em L2, totalizando 3140g durante entre Ago-Dez/2014. Para os 395 estima-se a produção de 6,7kg de PB. Através desse resultado pode-se estimar a contribuição proteica da

biomassa de lemnas de acordo com o seu destino, como subsidio para rações de peixes, por exemplo (TAVARES, 2008).

## 5.6 EMISSÃO DE GEE

### 5.6.1 Emissão e Fixação de CO<sub>2</sub>

Devido a fixação do carbono pela fotossíntese, o fotoperíodo se mostrou como o fator de maior influência sobre o fluxo de emissões de CO<sub>2</sub> nas lagoas. Foi observado um comportamento similar entre as campanhas, onde ao amanhecer ocorre um período de rápido decaimento de CO<sub>2</sub> (fixação) o qual permanece em baixas concentrações (60 ppm a 80 ppm) no decorrer do dia, sendo esses valores muito abaixo da concentração atmosférica natural (aproximadamente 400ppm). Ao contrário, durante o período escuro houve acúmulo (emissão) do gás dentro da câmara, (Figuras 35 e 36). Como demonstrado, a taxa de fixação foi maior que a de emissão em todas as campanhas.

Para L1 foram realizadas 6 campanhas onde as taxas de emissão de CO<sub>2</sub> calculadas variaram de 3048 a 6017 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e a taxas de fixação de 19592-42052 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> como demonstrado na tabela 8. Sims *et al.*, (2012) estudaram a emissão de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub> em uma lagoa de lemnas utilizada para tratamento de esgoto. Para CO<sub>2</sub> as emissões variaram de 1700 a 3300 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>.

Alguns estudos demonstram que a injeção de CO<sub>2</sub> pode aumentar a produtividade de lemnas e conseqüentemente a capacidade destas em fixar carbono. Mohedano (2010), em experimento em escala de bancada, obteve uma taxa de fixação de 25080 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, trabalhando com concentração de CO<sub>2</sub> de 100000 ppm. Andersen e colaboradores (1985), trabalhando com plantas da espécie *Lemna gibba*, obtiveram uma taxa de fixação de CO<sub>2</sub> muito superior, de 35200mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, trabalhando com uma concentração de CO<sub>2</sub> de 5000ppm, e de 13.200 mg CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> para concentração de 350 ppm. Lindeman (1972), em seu experimento, observou um aumento na taxa de fixação de carbono cultivado sobre altas concentrações de carbono sem variação de luminosidade, indicando que o acúmulo de gás dentro da câmara de fluxo possa ter influenciado nas análises.

Nas campanhas 3 (dia ensolarado, com Tmax =55°C dentro da câmara) e 4 (dia nublado, com Tmax = 40°C dentro da câmara) as quais tiveram concentrações acumuladas muito próximas, observa-se taxas de fixação muito distintas, evidenciando o efeito estufa observado dentro da câmara de fluxo, como um fator limitante para a atividade fotossintética

da planta. Na figura 37 estão os comportamentos da temperatura nas campanhas 3 e 4.

Observando o controle negativo (sem lemnas) nas Figura 35 e 36 pode-se notar que o CO<sub>2</sub> emitido (degradação da matéria orgânica) cresce até estabilizar em um nível de equilíbrio, não sendo observada uma redução como ocorre com a presença das lemnas. Vale ressaltar que as cargas orgânicas aplicadas nessas lagoas foram baixas resultando em uma menor emissão de CO<sub>2</sub>.

Para L2 somente uma campanha no mês de novembro foi realizada com o objetivo de verificar se a tendência permanecia. Como pode-se observar na figura 39, o comportamento da curva com lemnas é semelhante as da L1, onde observou-se uma taxa de emissão de 5036 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e uma taxa de fixação de 13293 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Porém, foi observado um período de fixação de CO<sub>2</sub> na curva controle que pode ser explicada pela presença de algas observadas no mesmo momento.

Com os dados obtidos em ambas as lagoas e pela comparação com o controle é possível concluir que as lagoas de lemnas fixam mais CO<sub>2</sub> do que emitem. Contudo é preciso ponderar que o ambiente dentro da câmara de fluxo pode apresentar diferenciações quando comparado às condições naturais. Essas variações tendem a afetar quantitativamente o resultado, ou seja, existem período com maior fixação que outros. Em termos de massa a estimativa de balanço de CO<sub>2</sub> a partir dos resultados obtidos a campo tem-se que foi fixado 49 kgCO<sub>2</sub> e emitido 10,1 kgCO<sub>2</sub>, ou seja, foi fixado no total 39 kgCO<sub>2</sub> (10,5kgC). Quando comparado com uma floresta de reflorestamento eucalipto (muito utilizado em projetos de MDL), que pode fixar até 14 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup> o sistema estudado pode fixar 8 vezes mais (109,1 ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>). Desse modo as lagoas de lemnas podem ser consideradas uma eficiente tecnologia de sequestro de carbono. Importante salientar também que a quantidade fixada ficou limitada pela concentração de CO<sub>2</sub> dentro da câmara, que chegou abaixo de 100 ppm após apenas 3 horas do dia, ou seja, se a concentração no interior da câmara fosse alta durante todo o período de luz haveria mais fixação. As representações gráficas das demais campanhas estão demonstradas no Apêndice 3.

A fixação de CO<sub>2</sub> calculada a partir do teor de biomassa COT (39,7 ± 0,25%) e taxa de crescimento específico foi 12713 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> sendo duas vezes menor do que o valor médio das campanhas (23251 mgCO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Os valores de balanço de massa obtidos a partir de cálculos teóricos e de dados primários são geralmente distintos devido à diferença de métodos.

Tabela 8 - Taxas de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> nas 6 campanhas realizadas na Lagoa 1 (L1).

<b>Campanhas</b>	<b>Min-Max Emissão (ppm)</b>	<b>Max-Min Fixação (ppm)</b>	<b>Taxa de emissão (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Taxa de fixação (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>	<b>Diferença entre emissão e fixação (mg.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>)</b>
<b>1 -(jul-15)</b>	184 -7365	7365-101	5549	19592	14043
<b>2-(ago-15)</b>	204-6738	6738-158	5456	35499	30043
<b>3-(set-15)</b>	115-7893	7893-182	6019	42053	36034
<b>4- (set-15)</b>	200-7820	7820-500	5939	20682	14743
<b>5- (out-15)</b>	240-6473	6473-280	4845	22121	17276
<b>6- (out-15)</b>	150-4055	4055-500	3048	9523	6475
<b>Média (±DP)</b>	-	-	5142(±1108)	24911(±11804)	19769

Figura 35- Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 3 em L1 (vermelha) bem como a curva controle (preto) com os respectivos coeficientes angulares das retas, para emissão e fixação.

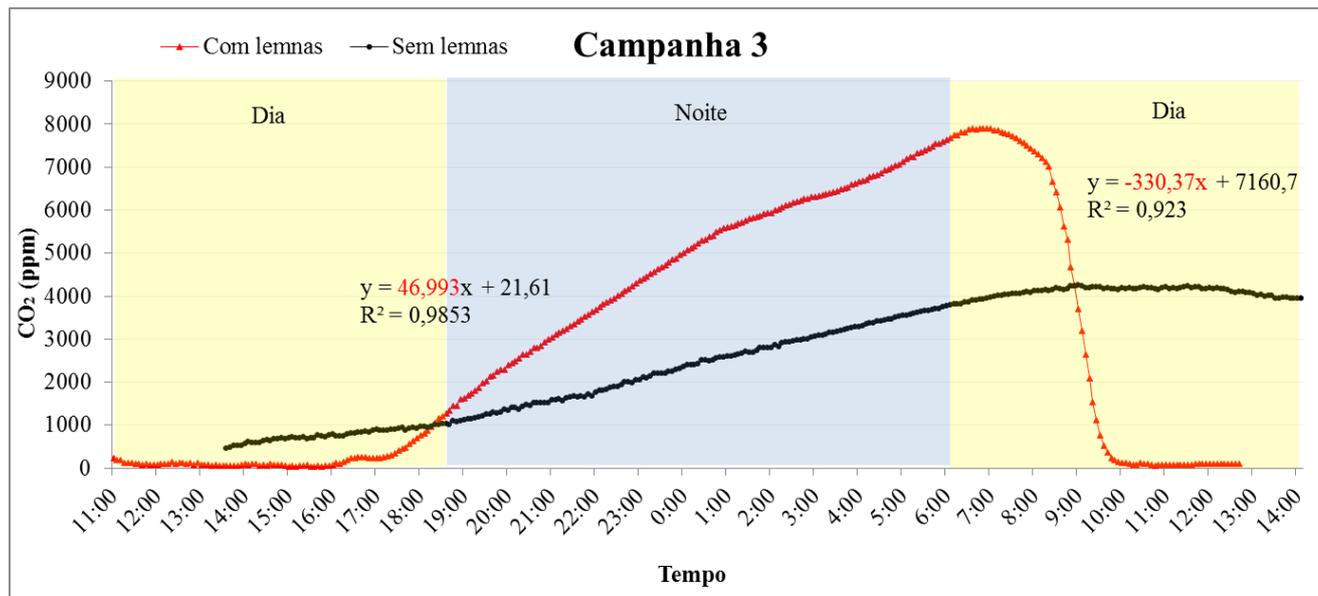


Figura 36- Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 4 em L1 (vermelha) bem como a curva controle (preto) com os respectivos coeficientes angulares das retas, para emissão e fixação.

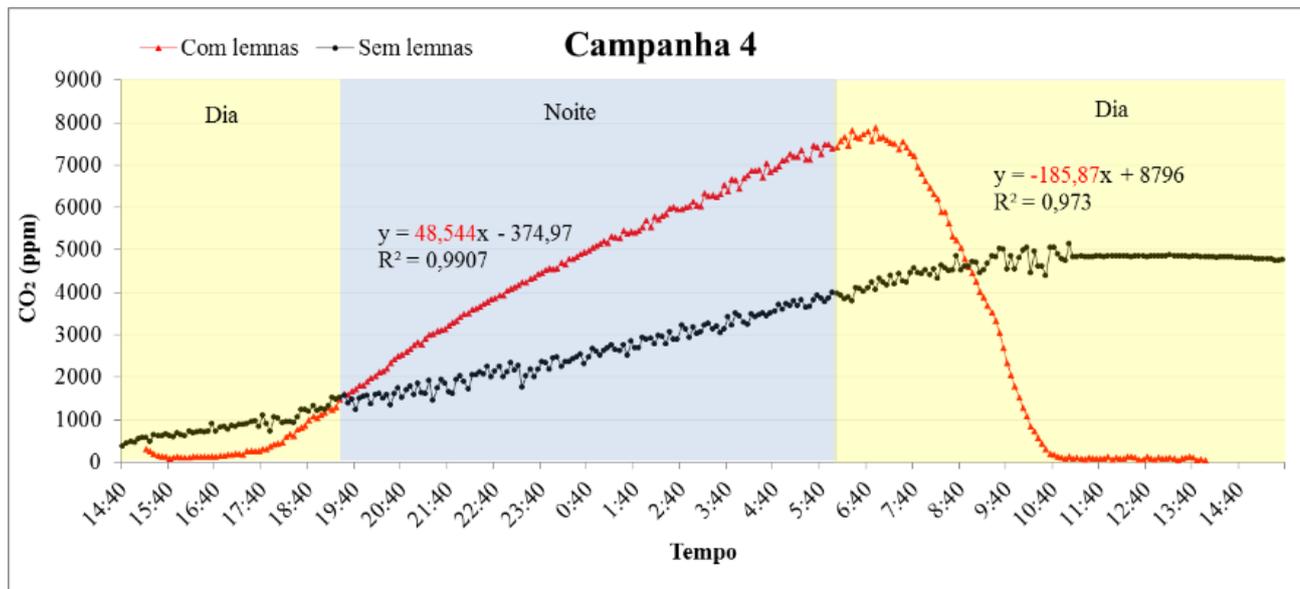


Figura 37- Representação gráfica da dinâmica de temperatura dentro da câmara de fluxo nas campanhas 3 (vermelho) e 4 (preto) em L1.

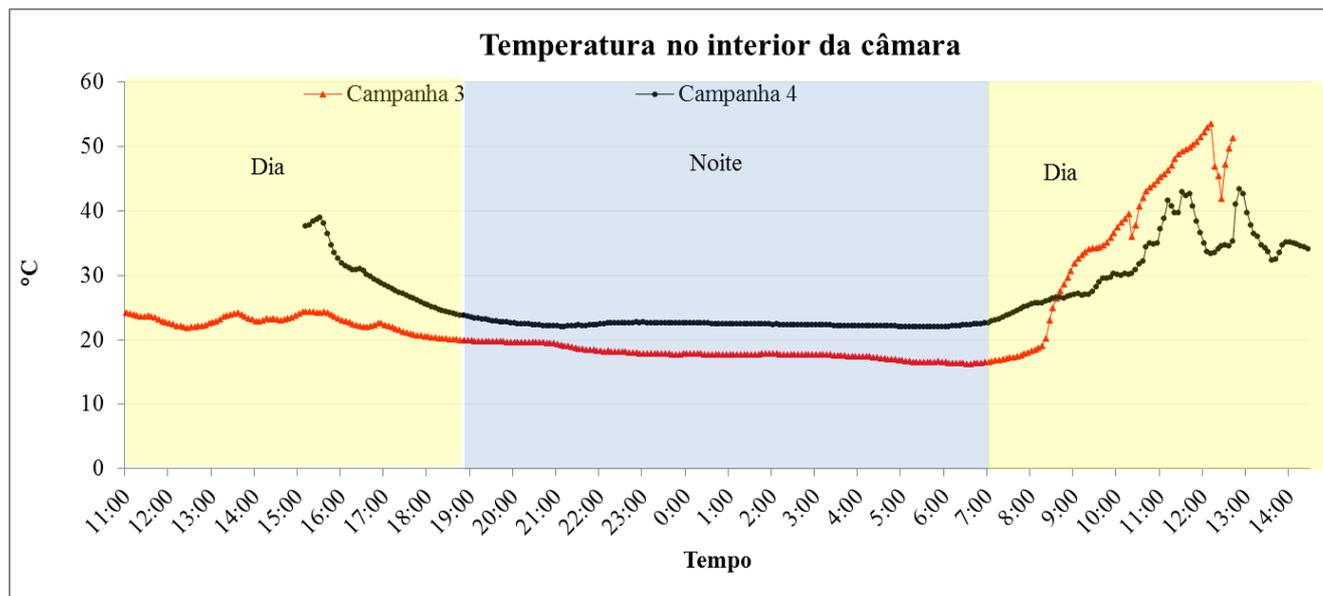
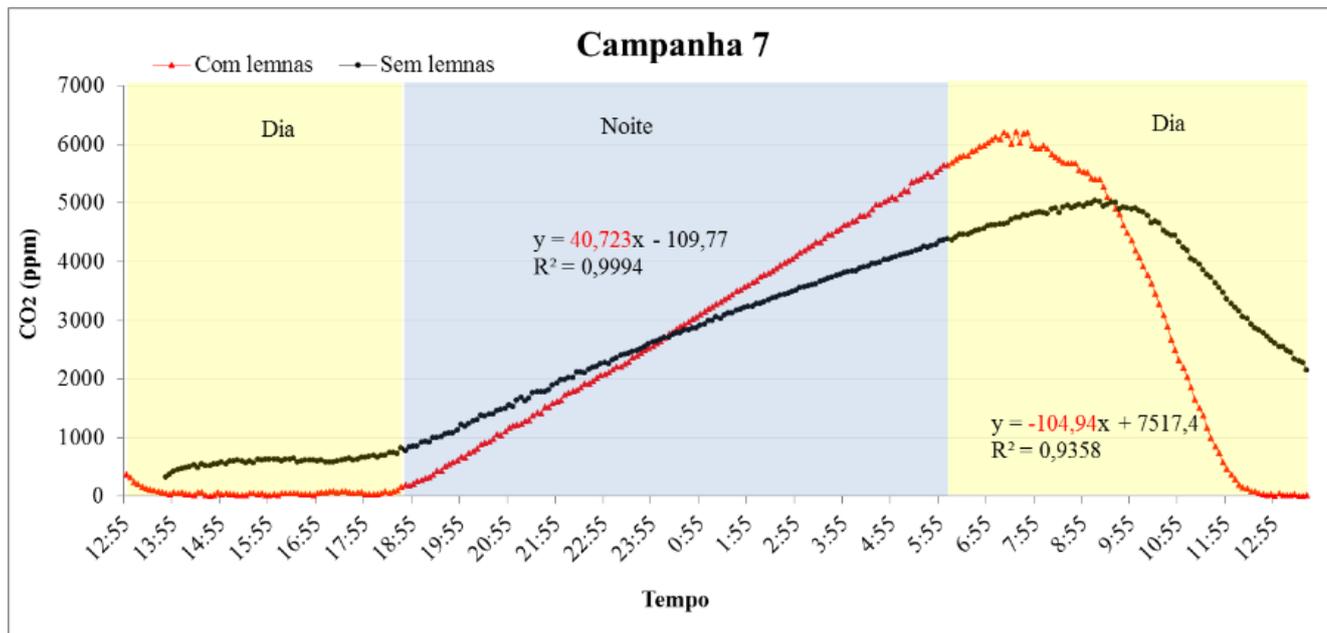


Figura 38 - Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 7 em L2 (vermelha) bem como a curva controle (preto) com os respectivos coeficientes angulares das retas, para emissão e fixação.



## 5.6.2 Emissão de CH<sub>4</sub> nas lagoas

Considerando a acuidade do equipamento utilizado (0,01%) não foi verificada a emissão de CH<sub>4</sub> em ambos os procedimentos experimentais utilizados. As arqueas metanogênicas são organismos anaeróbios obrigatórios e necessitam de um ambiente redutor com potencial redox inferior a -150 mV para o seu crescimento (WANG *et al.*, 1993). Essa condição não foi observada nas lagoas, que apresentaram valores de potencial redox muito próximos a zero ou até positivos, mesmo no fundo. Além disso, a baixa carga orgânica aplicada, baixa profundidade da lagoa e os valores de OD próximos a 2 mg.L<sup>-1</sup>, são outros fatores que confirmam a hipótese de que não esteja ocorrendo a metanogênese nas lagoas. Em amostras coletadas na rizosfera e em lodo de fundo foi identificado a presença de arqueas (Figura 39) através da técnica de FISH somente nas amostras do lodo.

Figura 39 - Células hibridizadas pela sonda ARC visualizadas em microscópio epifluorescente (Aumento 1000x). DAPI em azul e sonda ARC em vermelho.



Analisando a proporção de arqueas nas amostras coletada através do sequenciamento, observa-se no geral baixa quantidade desses organismos em relação ao total de microorganismos encontradas (Figuras 40 e 41). Em amostras de superfície somente a amostra de L1 de junho/2015 foram identificadas as arqueas. Portanto, na verificação de emissões de metano nas lagoas não foi detectado presença do gás, mesmo em dias bastante quentes (quando teoricamente a emissão seria maior) e com diferentes metodologias de medição. Importante ressaltar que a frequência relativa pode estar contabilizando organismos mortos

provenientes dos tanques que antecedem as lagoas, já que o DNA é bastante estável.

Figura 40 - Frequência relativa de Arqueas em relação ao total de bactérias encontradas no período. LL1- Lodo de L1; LL2- Lodo de L2; RiL1 - Rizosfera L1.

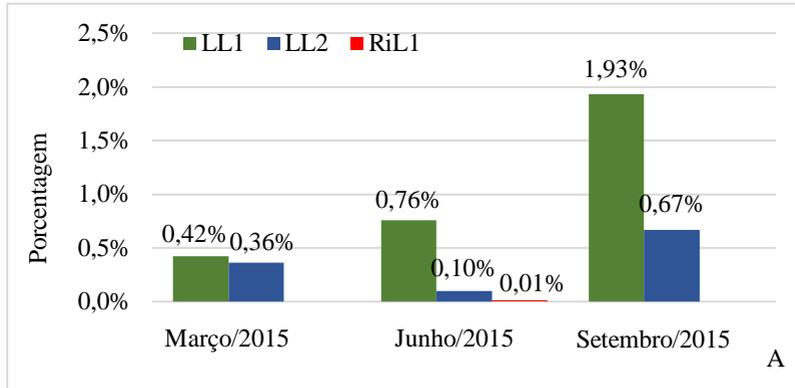
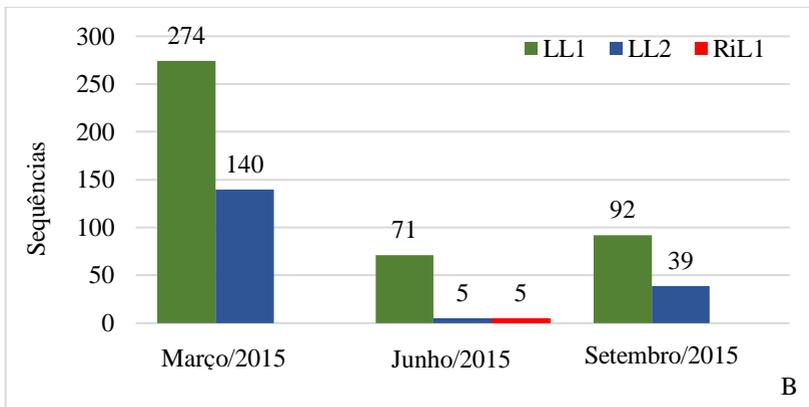


Figura 41- Número total de sequências encontradas para o domínio Archaea através de sequenciamento de DNA. LL1- Lodo de L1; LL2- Lodo de L2; RiL1 - Rizosfera L1.



De forma geral pode-se afirmar que, nas condições de operação aqui submetidas, as lagoas de lemnas podem ser uma tecnologia de compensação de GEE emitidos em uma ETE, principalmente pela não emissão de CH<sub>4</sub> e pela fixação de CO<sub>2</sub> (cerca de 5 vezes superior a emissão), podendo ser ótimas alternativas para projetos de MDL.

## 5.7 BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE RESÍDUOS

Inicialmente foi realizada a caracterização dos reatores antes da partida da análise. Observa-se que o maior valor de DQO é encontrado no reator de lemna úmida (17,22 gO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). Para os sólidos o reator com lemna seca apresentou os maiores valores de 11,63 g.kg<sup>-1</sup> para sólidos totais e 9,54 g.kg<sup>-1</sup> para os sólidos voláteis. Na Tabela 9 estão os resultados da caracterização.

Tabela 9 - Caracterização dos reatores de lemna úmida e seca na partida do ensaio BMP (valores médios).

Parâmetros	Lemna úmida	Lemna Seca
<b>DQOTotal (gO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>)</b>	17,22	13,51
<b>ST (g.kg<sup>-1</sup>)</b>	11,58	11,63
<b>SV (g.kg<sup>-1</sup>)</b>	9,21	9,54
<b>PT (g.kg<sup>-1</sup>)</b>	13,22	14,52
<b>NTK (g.kg<sup>-1</sup>)</b>	25,20	30,24
<b>N-Amoniacal (g.L<sup>-1</sup>)</b>	0,19	0,23

Diversos estudos demonstram que a concentração de amônia entre 1200-1800 mg.L<sup>-1</sup> inibe a metanogênese, que não foi o caso desse estudo onde a concentração permaneceu próxima a 200 mg.L<sup>-1</sup> (ALBERTSON, 1961; MCCARTY e MCKINNEY, 1961; MELBINGER e DONNELON, 1971).

O processamento dos dados coletados durante o TDH operacional (25 dias) do teste BMP, permitiu a construção de curvas médias de volume acumulado de biogás e metano, assim como a determinação das produções específicas das constantes de hidrólise.

A produção acumulada de biogás durante a digestão anaeróbia da biomassa de lemnas úmida e seca são demonstradas na Figura 43 e 44. Claramente nota-se um comportamento diferente para cada reator quando a análise ultrapassou 14 dias. A produção se estabilizou no 12º dia de

análise para o reator com lenna úmida. No entanto, um ligeiro aumento desta curva foi observado posteriormente, atingindo uma nova assíntota horizontal 20 dias após o começo do experimento. A máxima produção de gás a partir da biomassa seca foi de 497 NmL de biogás (Figura 43) e 298 NmL de CH<sub>4</sub> (Figura 42).

Figura 42 - Produção de metano da biomassa residual de lenna úmida e seca.

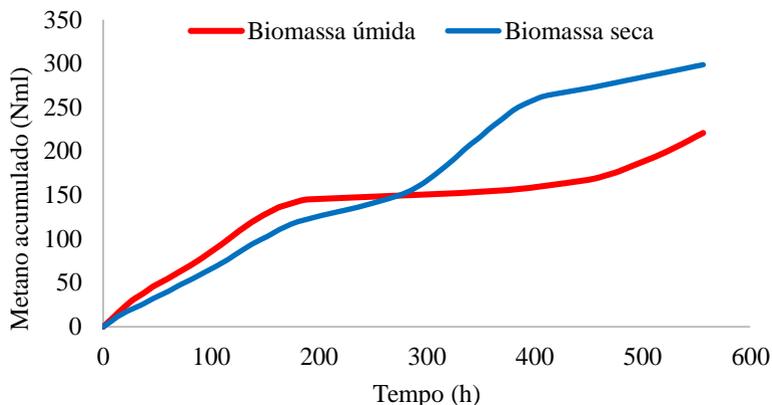
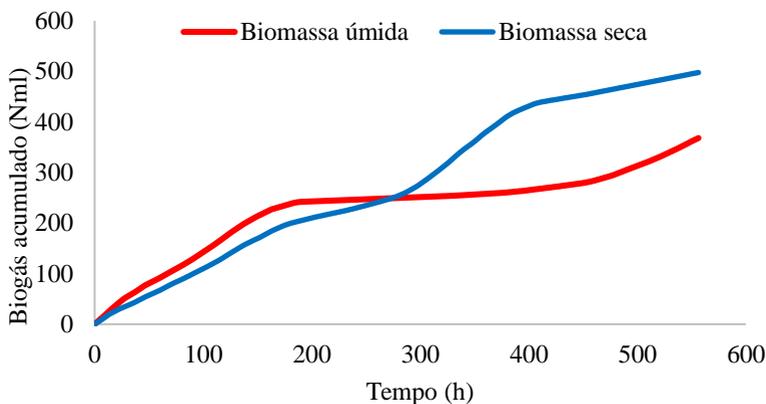


Figura 43 - Produção de biogás da biomassa residual de lenna úmida e seca.



O reator com lenna úmida apresentou um padrão em que foram observadas duas fases de produção de gás exponencial: uma fase rápida

durante os primeiros dez dias e uma fase mais lenta após o dia 20. De acordo com Hamilton *et al.* (2005), este comportamento é frequentemente observado com os substratos que possuem uma fração facilmente degradável de moléculas pequenas, bem como uma grande fração de moléculas de elevado peso molecular que requerem um período prolongado de hidrólise. Na verdade, a lemna úmida apresentou o menor valor de Kh ( $0,027 \text{ dia}^{-1}$ ), enquanto a seca apresentou maior valor Kh, indicando uma melhoria da digestibilidade microbiana. A secagem (ou pré-tratamento térmico) muitas vezes quebram a estrutura orgânica complexa em moléculas mais simples que são então mais suscetíveis à degradação microbiana (HENDRIKS e ZEEMAN, 2009).

A produção de biogás específica variou de  $0,25 \text{ Nm}^3.\text{kgVS}^{-1}$  ( $0,15 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ ) para lemna úmida e de  $0,32 \text{ Nm}^3.\text{kgVS}^{-1}$  ( $0,19 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{kgVS}^{-1}$ ) para lemna seca. Nielfa *et al.* (2015), obtiveram produção de até  $0,21 \text{ Nm}^3\text{CH}_4.\text{kgVS}^{-1}$  pela co-digestão de resíduo orgânico com lodo biológico, valor próximo ao obtido no presente estudo.

Tabela 10 - Produção de metano e constante de hidrólise de biomassa de lemnas seca e úmida.

	Constante de hidrólise ( $\text{dia}^{-1}$ )	SGP ( $\text{Nm}^3_{\text{biogas}}.\text{kgSSV}^{-1}$ )
<b>Lemna Úmida</b>	0,027 (0,758)	0,25
<b>Lemna Seca</b>	0,076 (0,898)	0,32

Valores de correlação ( $R^2$ ).

De certa forma, quando comparado com valores de produção de biogás por biomassa vegetal obtidos por Di Maria *et al.* (2015), que foi de  $0,33 \text{ m}^3.\text{gSSV}^{-1}$ , os valores obtidos nos reatores foram próximos. Recentemente, novas pesquisas reportam a utilização da biomassa de lemnas para a produção de gás. Kesaano (2011) avaliou a produção de biogás por digestão lemnas e alcançou uma taxa de produção média de  $0,39$  e  $0,36 \text{ m}^3.\text{kgSSV}^{-1}$ , com um máximo de  $67,1\%$  e  $62,5\%$  de metano para a biomassa fresca e biomassa seca, respectivamente. Triscari *et al.* (2009), acrescentaram biomassa de lemnas em um digestor utilizado para resíduos rural usando cinco diferentes concentrações na mistura. Os resultados mostraram que a adição de  $0,5\text{-}2\%$  de lemnas aumentou da produção de metano no digestor.

Huang *et al.* (2013) estudaram a utilização de lemnas em um digestor para estrume de porco usando em uma proporção de 1:1. Os

resultados mostram que a taxa de produção de biogás, a taxa de conversão de carbono e a quantidade de biogás produzido foi de 0,31 L.gDQO<sup>-1</sup>, 63,2% e 1 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Anteriormente tinham 0,28 L.gDQO<sup>-1</sup>, 57,1% e 0,71 m<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente. Isto mostra que a adição de biomassa no digestor aumentou a produção de biogás. Considerando que 80% da biomassa é composta sólido voláteis, a produtividade média de lemnas de 5,72 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 60% do biogás é metano teríamos uma produção de 3169 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>.

## 6 CONCLUSÕES

Nesse trabalho foi avaliado um sistema de lagoas de lemnas para polimento de esgoto doméstico com foco nas emissões de GEE e produção de biometano a partir da biomassa. Seguem as conclusões obtidas pelo estudo, para as condições operacionais aplicadas:

Desempenho do sistema na remoção de matéria orgânica e nutrientes:

- A relação C:N:P média do efluente de entrada foi de 16:9:1. Foram aplicadas cargas de  $13,6 \pm 6,4$  kgDQO.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>,  $7,7 \pm 2,3$  kgNT.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> e  $0,85 \pm 0,22$  kgNT.ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> no sistema.
- Foi obtida uma eficiência elevada no tratamento do esgoto doméstico, com remoção de matéria orgânica oxidável de 84,1% para DBO<sub>5</sub> e 71,7 % para DQO, produzindo um efluente com concentração de 10,5mg DBO<sub>5</sub>.L<sup>-1</sup> e 30,7 mg DQO.L<sup>-1</sup>.
- Em termos de eficiência de remoção de nutrientes, destacou-se a remoção de fósforo de 91,2%, bem como a remoção de nitrogênio amoniacal de 96,2% e nitrogênio total de 92,5%, produzindo um efluente com concentração de 4,64 mg NT.L<sup>-1</sup>, 1,9 mg N-NH<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> e 0,6 mg PT.L<sup>-1</sup>, atendendo a todos os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelas legislações vigentes (CONAMA 430 e 14.675 SC).
- A carga aplicada (tanto a carga orgânica como a de amônia) exerceu maior interferência na eficiência do sistema do que as variações sazonais de temperatura e fotoperíodo.

Quanto a avaliação da estratificação das lagoas:

- Foi observada uma variação pouco significativa entre os perfis avaliados (horizontal e vertical). Dentre os fatores que contribuem para esta homogeneidade estão: a baixa profundidade das lagoas, a baixa velocidade de escoamento do efluente e o sombreamento causado pelas macrófitas, que gera pouca variação de temperatura na coluna d'água,

Quanto a avaliação dos balanços de matéria carbonácea (DQO), NT e PT.

- A análise dos balanços possibilitou verificar quais são as principais vias de remoção, em termos de concentração, no sistema sob as condições impostas para o estudo a partir da fração removida. Para DQO tem-se que a principal via de remoção em L1, é por conversões biológicas com 75%, já para L2 essa via representa 9%. Para nitrogênio a principal via para ambas as lagoas foi nitrificação desnitrificação com 78,2% em L1 e 67% L2. Para fósforo para L1 a principal via de remoção foi por sedimentação com 44,4% já para L2 foi por manejo de biomassa com 55,1%.

#### Quanto a avaliação da produtividade de lemnas

- Destacou-se que boa taxa de crescimento superficial com o valor máximo obtido de  $5,91 \text{ g.m}^2.\text{d}^{-1}$  durante a primavera de 2014. Os valores de taxa de crescimento de biomassa estão dentro do esperado e encontrado na literatura.
- A produção total de proteína bruta, a partir da biomassa seca, foi estimada em 1578,8g em L1 e 1569,6g em L2, totalizando 3140g durante o período de Ago-Dez de 2014. Considerando o período todo teríamos produção de 67, kg. Através desse resultado pode-se estimar a contribuição proteica da biomassa de lemnas de acordo com o seu destino, como subsidio para rações de peixes, por exemplo.

#### Avaliação da emissão de GEE

- Foi observado comportamento semelhante em todas as campanhas, ou seja, a emissão de  $\text{CO}_2$  mais acentuada durante a noite e fixação acentuada nas primeiras horas do dia.
- As condições internas da câmara de fluxo, como temperatura alta e intensidade luminosa são fatores limitantes da metodologia, pois devido ao efeito estufa a temperatura se torna um fator de influência para o metabolismo.
- As estimativas demonstram que a massa de  $\text{CO}_2$  fixada foi 5

vezes maior do que a emitida durante o período, ou seja, 49 kgCO<sub>2</sub> fixado e 10 kgCO<sub>2</sub> emitido. Comparado em termos de taxa de fixação (ton.ha<sup>-1</sup>.ano<sup>-1</sup>) obteve-se que as lagoas de lemnas têm capacidade de fixar até 8 vezes mais que o plantio de eucalipto, muito utilizados em projetos de MDL, para o sequestro de carbono.

- Não foi detectada a emissão de CH<sub>4</sub> pelas lagoas de lemnas avaliadas. Valores altos de OD, baixa carga orgânica aplicada, baixa profundidade das lagoas, potencial redox (ORP) próximos a zero e pouca presença de Arqueas metanogênicas, são fatores que comprovam a não emissão do gás.

Quanto a biodegradabilidade anaeróbia da biomassa de lemnas

- Comparando-se biomassa de lemnas seca e fresca, a seca apresentou a maior produção de biogás com 497 Nml contra 368 Nml da úmida. Também, a biomassa seca apresentou maior constante de hidrólise (0,076 dia<sup>-1</sup>), indicando melhor degradabilidade do que a úmida.
- Em relação ao potencial de produção de biogás a lemna úmida apresentou 0,25 Nm<sup>3</sup>.kgVS<sup>-1</sup> e a lemna seca apresentou 0,32 Nm<sup>3</sup>.kgVS<sup>-1</sup>, representando 3169 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>.ha<sup>-1</sup>. ano<sup>-1</sup> de metano produzidos.

Recomendações para trabalhos futuros

- Aplicar este estudo com um sistema mais estável, com cargas fixas, para estimar a influência sazonal na microbiota.
- Avaliar a remoção de nutrientes, com um estudo mais detalhado das comunidades bacterianas específicas, aplicando a técnica de sequenciamento genético para gêneros específicos.
- Avaliar a emissão de N<sub>2</sub>O nas lagoas, já que, a via nitrificação/desnitrificação foi bastante significativa.
- Estudar o reaproveitamento da biomassa de lemnas para produção de biocombustíveis como o etanol.

- Realizar uma análise econômica e de ciclo de vida do sistema.

## REFERENCIAS

ABREU, E.F. **Estudo da diversidade microbiana metanogênica em reatores UASB tratando esgoto sanitário.** 81p. Dissertação. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2007.

ADEDUNTAN, S.A. **Nutritional and antinutritional characteristics of some insects foraging in Akure Forest Reserve Ondo State, Nigeria.** J Food Technol 3(4):563–7,2005.

ADHIKARI, U.; HARRIGAN, T.; REINHOLD, D.M. **Use of duckweed-based constructed wetlands for nutrient recovery and pollutant reduction from dairy wastewater.** Ecological Engineering, 2014.

AGUILERA-MORALES, M.; CASAS-VALDEZ, M.; CARRILLO-DOMÍNGUEZ S.; GONZÁLEZ-ACOSTA, B.; PÉREZ-GIL, F. **Chemical composition and microbiological assays of marine algae *Enteromorpha* spp. As a potential food source.** J Food Compos Anal 18(1):79–88, 2005.

AHAMMAD, M. U.; SWAPON, M. S. R.; YEASMIN, T.; RAHMAN, M. S.; ALI, M. S. **Replacement of sesame oil cake by duckweed (*Lemna minor*) in broiler diet.** Pakistan Journal of Biological Science 6 (16): 1450-1453, 2003.

ALAEERTS, G. J.; RAHMAN, M. MD.; KELDERMAN, P. **Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon.** Wat. Res. Vol. 30, No. 4: 843- 852, 1996.

ALAHMADY, K.; STEVENS, K.; ATKINSON, S. **Effects of Hydraulic Detention Time, Water Depth and Duration of Operation on Nitrogen and Phosphorus Removal in a Flow-Through Duckweed Bioremediation System.** Journal of Environmental Engineering, 139, 160-166, 2013.

ALBERTSON, O. E. **Ammonia Nitrogen and the Anaerobic.** Environment Journal Water Pollution Control Federation 33 (9) 978, 1961.

ALLAM, A.; TAWFIK, A.; EL-SAAD, A.; NEGM, A. **Potentials of using duckweed (*Lemna gibba*) for treatment of drainage water for reuse in irrigation purpose.** Desalination and Water Treatment, 2014.

AL-NOZAILY, F.; G. ALAERTS S.; VEENSTRA. **Performance of Duckweed-Covered Lagoons-II.** Nitrogen and Phosphorous Balance and Plant Productivity. Wat. Res. 34(10):2734-41, 2000.

ALVES, J. W. S. **Diagnóstico Técnico Institucional da Recuperação e Uso Energético do Biogás Gerado pela Digestão Anaeróbica de Resíduos.** Dissertação de Mestrado, PIPGE/USP, São Paulo, 2000.

ANA (Agência Nacional de Águas). **Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos.** Brasília: Agência Nacional de Águas / Programa das Nações Unidas Para O Meio Ambiente, 154 p, 2011.

ANDERSEN, H.; DONS, C.; NILSEN, S.; HAUGSTAD, M. K. **Growth, photosynthesis and photorespiration of *Lemna gibba*: response to variations in CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> concentrations and photon flux density.** Photosynthesis Research, 6 (1) 87-96, 1985.

ANDERSON, L.J.; DERNER, J.D.; POLLEY, H.W.; GORDON, W.S.; EISSENSTAT, D.M.; JACKSON, R.B. **Root responses along a subambient to elevated CO<sub>2</sub> gradient in a C3–C4 grassland.** Global Change Biology 16: 454–468, 2010.

AOAC (Association of Official Analytical Chemists) **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemistry.** 20ed., Washington, 1002p. 2005

**APG (Angiosperm Phylogeny Group) III.** Disponível em: <<http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/welcome.html>> Acesso em 03 de agosto, 2015.

APHA. (American Public Health Association) – AWWA (American Water Works Association) – WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20<sup>th</sup> Edition, 2005.

AQUINO et al., Metodologias para determinação de Atividades Metanogênicas Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 12, n. 2, p. 192-201, 2007.

BACH, A. O. **Avaliação de Lagoas de Lemnas no Polimento de Efluentes e na Fixação de CO<sub>2</sub>**. 86f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. Ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARÃO, L. Z. **Avaliação inicial de lagoas de lemnas com chicanas na remoção de DQO e fósforo de efluentes domésticos e na fixação de CO<sub>2</sub>**. 79 f. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

BEN-SHALOM, M.; SHANDALOV, S.; BRENNER, A; ORON, G. **The effect of aeration and effluent recycling on domestic wastewater treatment in a pilot-plant system of duckweed ponds**. *Water Sci Technol* 69(2), 350-357.

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

BERGMANN, B. A.; CHENG, J; CLASSEN, J.; STOMP, A.M. **In vitro selection of Duckweed Geographic Isolates for Potential Use in Swine Lagoon Effluent Renovation**. *Bioresource Technol*. 73:13-20, 2000.

BONOMO, L.; PASTORELLI, G.; ZAMBON N. **Advantages and limitations of duckweed – based wastewater treatment systems**. *Wat. Sci. Technol. (United Kingdom)*, 35(5): 239-246, 1997.

BOUALI, M.; ZRAFI, I.; MOUNA, F.; BAKHROUF, A. **Pilot study of constructed wetlands for tertiary wastewater treatment using duckweed and immobilized microalgae**. *African Journal of Microbiology Research*, 6, 6066-6074, 2012.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria nº 2914 de 12 de Dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

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

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. **The use of aquatic macrophytes in water-pollution control**. *Ambio* 18, 100-107, 1989.

BRUGNAGO, N. **Avaliação de Lagoas de Lemnas (*Landoltia punctata*) para o polimento de esgoto sanitário e fixação de gás carbônico**. 133 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2014.

BUCKERIDGE, M. S.; MORTARI, L. C.; Machado, M. R. **Respostas fisiológicas de plantas às mudanças climáticas: alterações no balanço de carbono nas plantas podem afetar o ecossistema?** In: Rego, G. M., Negrelle, R. R. B & Morellato, L. P. C. Fenologia – Ferramenta para conservação e manejo de recursos vegetais arbóreos. – Colombo, PR: Embrapa Florestas. Cap. 12: 213-230, 2007.

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

CAKIRA, F. Y.; STENSTROM, M. K. **Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology**. *Water Research*, n. 39, p. 4197– 4203, 2005.

CARLSON, R.E. **A Trophic State Index for Lakes**. *Limnol Oceanography* 22:361-369, 1977.

CENTER, T.D.; HILL, M.P.; CORDO, H.; JULIEN, M.H. **Water hyacinth. In: Van Driesche R., Biological control of Invasive plants in the Eastern United States**. USDA Forest Service publication FHTET, 41-64, 2002

CHAIPRAPAT, S.; CHENG, J.J.; CLASSEN, J.J.; LIEHR, S.K. **Role of internal nutrient storage in duckweed growth for swine wastewater treatment.** Transactions of the ASAE, 48(1), 2247-2258, 2005.

CHAUDHARY, E.; SHARMA, P. **Use of Duckweed in Wastewater Treatment.** International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology. Vol 3 (6), 2006.

CHENG, J.J.; STOMP, A. M. **Growing duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed.** Clean – Soil, Air, Water, 37, 17–26, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais – Ufmg, 246 p, 1997.

CHYNOWETH, D. P.; ISAACSON, R. E. **Anaerobic Digestion of Biomass.** Elsevier Applied Science publishers Ltd., London, p129-140, 1987.

CONLEY, D. J.; CARSTENSEN, J.; AIGARS, J.; AXE, P.; BONSDORFF, E.; EREMINA, T.; HAAHTI, B.M.; HUMBORG, C.; JONSSON, P.; KOTTA, J.; LANNEGREN, C.; LARSSON, U.; MAXIMOV, A.; MEDINA, M.R.; LYSIAK-PASTUSZAK, E.; REMEIKAITĖ-NIKIENĖ, N.; WALVE, F.; WILHELMS, S.; ZILLEN, L. **Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea.** Environmental Science and Technology 45: 6777–83, 2011.

COOK, C.D.; GUT, B.J.; RIX, E.M. SCHNELLER, J.; SEITZ, M. **Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes.** The Hague, W. Junk, 1974.

COSTA, C.V. **Políticas de Promoção de Fontes Novas e Renováveis para Geração de Energia Elétrica.** TESE DOUTORADO – Rio de Janeiro RJ, 2006.

COSTA, P.M.F. **Efeitos da alta concentração de CO<sub>2</sub> sobre o crescimento e o estabelecimento de plântulas do jatobá de mata *Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* (Heyne) Lee & Langenheim (Leguminosae, Caesalpinioideae, Detarieae).** Tese apresentada ao

Instituto de Biologia para obtenção do Título de Mestre em Biologia Celular e Estrutural na área de Biologia Celular. 77p, 2004.

**CROSS, J. W. The charms of duckweed: An introduction to the smallest flowering plant.** 2006.

CUI, W.; CHENG, J. J. Growing duckweed for biofuel production: a review. *Plant Biology*, 17, 16–23, 2015.

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

**DERKSEN, H.; ZWART, L. Eendenkroos als nieuw eiwit- en zetmeelgewas: haalbaarheidsstudie.** Eindrapport. S.l.: Stichting Sustainable Forum, 2010.

**DI MARIA,F.;SORDI, A.; CIRULLI, G.; MICALE,C. Amount of energy recoverable from an existing sludge digester with the co-digestion with fruit and vegetable waste at reduced retention time.** *Applied Energy. Italy*,15, 9-14,2015.

**DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna.** *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 33: 245–303, 1995.

**DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems.** *Science* 321: 926–29,2008.

**DOLFING, J.; BLOEMEN, W. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments.** *J. Microbiol. Methods* 4 (1) 1-12, 1985.

**DRIEVER, S. M.; NES, E. H .V.; ROIJACKERS, R .M .M. Growth limitation of Lemna minor due to high plant density.** *Aquat. Bot.*, 81: 245-251, 2005.

DUCKWEED RESEARCH PROJECT (DWRP). **Socio-economic validation of duckweed-based fish production as practiced by PRISM joint stock companies.** Vol. No. 3. Dhaka, Bangladesh. Pp. 80, 1996.

DUFFIELD, A. N.; EDWARDS, R.W. **Predicting the distribution of Lemna spp. In a complex system of drainage channels.** Natl. Veget. Res. Sta., Wellesbourne, Warwick, UK. Assoc. Applied Biologists: 59-65. 1981.

EL-KHEIR, W.A.; ISMAIL, G.; EL-NOUR, A.; TAWFIK, T.; HAMMAD, D. **Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment.** International Journal of Agriculture and Biology, 5: 681-689, 2007.

EL-SHAFI, 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 ponds system.** Bioresource Technology, v. 98, n.4, p. 798-807, 2007.

ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** Rio de Janeiro: Editora Interciência. 574p, 1988.

FARRELL, J. B. **Duckweed Uptake of Phosphorus and Five Pharmaceuticals: Microcosm and Wastewater Lagoon Studies.** All Graduate Theses and Dissertations, Utah State University Merrill-Cazier Library, Logan, Utah. 2012.

FASAKIN, E.A.; BALOGUN, A.M.; FASURU, B.E. **Use of duckweed, *Spirodela polyrrhiza* L. Schleiden, as a protein feedstuffs in practical diets for tilapia, *Oreochromis niloticus* L.** Aquaculture Research, 30: 313-318, 1999.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) Rome. Guide to laboratory establishment for plant nutrient analysis, 2018.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) Rome, 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/017/i3028e/i3028e.pdf>.

GAIGHER, LG.; SHORT, R. **An evaluation of duckweed (Lemnaceae) as a candidate for aquaculture in South Africa.** Aquaculture (eds. R.D. Walmsley & J.G Wan). Foundation for Research and Development, 81-90, Pretoria, 1986.

GIJZEN, H. J., M. KHONDKER. **An overview of the ecology, physiology, cultivation and applications of duckweed.** Inception Report. Annex 1. Literature Review. Duckweed Research Project (DWRP). Dhaka, Bangladesh. 53 p, 1997.

GONÇALVES, F. B.; SOUZA, A. P. **Disposição oceânica de esgotos sanitários: história e prática.** Rio de Janeiro: ABES, .1 ed. 1997.

GRIFFITHS, E.W. **Removal and utilization of wastewater nutrients for algae biomass and biofuels.** All Graduate Theses and Dissertations, Utah State University Merrill-Cazier Library, Logan, Utah , 2010.

HAMILTON, R. et al. **Structured model for denitrifier diauxic growth.** Biotechnology and Bioengineering, v. 90, n. 4, 2005.

HANG, D.T. **Ensiled cassava and duckweed as protein sources for fattening pigs on farms in central Vietnam.** Livestock Res Rural Dev 10(3), 1998.

HARVEY, R. M.; FOX, J.L. **Nutrient removal using Lemna minor.** J. WPFC 45: 1928-1938, 1973.

HAUSTEIN, A. T.; GILLMAN, R. H.; SKILLICORN, P. W.; GUEVARA, V.; DIAZ, F.; VERGARA, V.; GASTANADUY, A.; GILLMAN, J. B. **Compensatory growth in broiler chicks fed on Lemna gibba.** British Journal of Nutrition 68:329-335, 1992.

HENDRIKS, A. T. W. M.; ZEEMAN, G. **Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass.** Bioresource Technology, n. 100, p. 10–18, 2009.

HERZOG, H.; DRAKE, E.; ADAMS, E. **White paper summary: CO<sub>2</sub> capture, reuse, and storage technologies for mitigating global climate change.** EM: feature, p.22-24, dez, 1997.

HILLMAN, W. S. **The Lemnaceae, or duckweeds: A review of the descriptive and experimental literature.** Botanical Review 27:221-87, 1961.

HOUGHTON, John. **Global Warming: The Complete Briefing de John Houghton.** 3 ed. Cambridge Press, 2004.

HUANG, W.; ZHANG, D.; XIA, W. **Anaerobic fermentation of duckweed and swine manure in a plug-flow anaerobic digestion system.** Chinese Journal of Environmental Engineering, 7, 323–328, 2013.

IATROU, E. I.; STASINAKIS, A.S.; ALOUPI, M. **Cultivating duckweed Lemna minor in urine and treated domestic wastewater for simultaneous biomass production and removal of nutrients and antimicrobials.** Ecological Engineering, 84, 632-639, 2015.

IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2010.** Rio de Janeiro: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão / Ministério das Cidades, 2010.

INGERMARSSON, B.; OSCARSSON, P.; UGGLAS, M. A.; LARSSON C. M. **Nitrogen fixation in Lemna, III. Short term effect of ammonium on nitrate uptake and nitrate reduction.** Plant Physiology 85, 865±867, 1987.

IPCC-International Panel on Climate Change. **Climate Change 2001: The Scientific Basis.** Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J.T., Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. van der Linden, X. Dai, K. Maskell, and C.A. Johnson (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2001.

IPCC-International Panel on Climate Change. **Climate Change 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.** Eggleston,

H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Kanagawa, Japão, 2006.

IPCC-International Panel on Climate Change. Climate Change. Climate Change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 996 p, 2007.

**IQBAL, S. Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations, for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries.** Switzerland. SANDEC report. N.6, 91p, 1999.

**IVERSEN, J. Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der vegetationsforschung.** Levin und Kopenhagen, Munksgaard. 224p, 1936

**JAIN, S.K.; VASUDEVAN, P.; JHA, N.K. Azolla pinnata R.Br. and Lemna minor for removal of lead and zinc from polluted water.** Water Resour. 24, 177–18, 1990.

**KATSENOVICH, Y.; SHAPOVALOVA, L.; BUT, L.; IJITSKAJA, M. Evaluation of biological pond system modified with submerged planted dams.** Ecol. Eng. 33, 1e7,2008

**KESAANO, M. Sustainable management of duckweed biomass grown for nutrient control in municipal wastewaters.** All Graduate Theses and Dissertations, Utah State University Merrill-Cazier Library, Logan, Utah, 2011.

**KHELLAF, N; ZERDAOUI, M. Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, Lemna gibba L.** Bioresour. Technol. 100, 1637-1640, 2009.

**KINBUSH, M. Measurement of gaseous emissions rates from land surfaces using na emission isolation flux chamber: user's guide.** United States Environmental Protection Agency – contract n.º 68-02-3889, WA18 (EPA/600/8-86/008): method OM-8. Austin, 1986.

**KÖRNER, S.; DAS, S.K.; VEENSTRA, S.; VERMAAT, J.E. The effect of Ph variation at the ammonium/ammonia equilibrium in**

**wastewater and its toxicity to *Lemna gibba*.** Aquatic Botany(71): 71-78, 2001.

**KÖRNER, S.; VERMAAT, J.E. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater.** Water Research. 32: (12) 3651- 366, 1998.

**KÖRNER, S.; LYATUU, G.B; VERMAAT, J.E. The influence of *lemna gibba* I. On the Degradation of organic material in Duckweed-covered domestic wastewater.** International Institute for Infrastructural, Hydraulic and Environmental Engineering. (98)00054-2, 1998.

**KRISHNA, K.C. Bal; POLPRASERT, C. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system.** Ecological Engineering, Thailand, v. 34, p.243-250, 29 ago, 2008.

**KURAIISH, M.A; SHARMA, S. An Experimental investigation of nutrient removal efficiency in Duckweed covered wastewater system.** IJEP.30(9):768-772,2010.

**LAMPARELLI, Marta C. Grau de Trofia em Corpos D'Água do Estado de São Paulo: Avaliação dos Métodos de Monitoramento.** 238 p. Tese (Doutorado)- Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

**LANDESMAN, L., PARKER, N.C., FEDLER, C.B., KONIKOFF, M. Modeling duckweed growth in wastewater treatment systems.** Livest. Res. Rural. Devel. 17 (6), 1–8, 2005.

**LANDOLT, E. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae), volume 2. The family of Lemnaceae—a monographic study, volume 1. Zu" rich: Verö"ffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Ru" bel, in Zu" rich (71 Heft), 1986.**

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

LEMNA CORPORATION. **The view of the future for costeffective wastewater treatment.** Promotional brochure, 1994.

LENG, R. A. **Duckweed – a tiny aquatic plant with enormous potential for agriculture and environment.** FAO Animal Production and Health Paper.231p, 1999.

LES, D. H., CRAWFORD, D. J. **Landoltia (Lemnaceae), a New Genus of Duckweeds.** Journal for Botanical Nomenclature. V. 9, n. 4, p. 530-533, 1999.

LI, X.; JIN, Y.; GAO, X.; ZHANG, G.; ZHAO, H. **Fermentation method of high ratios of biobutanol with Landoltia 132quatic132.** China Brewing, 31, 85–88, 2012.

LINDEMAN, W. **Reactivation of Fotosynthesis in dependence of wavelength in Phosphate Deficient Lemna minor.** Acta Bot. Neerl (22) 553-568, 1972.

LOW, E.W.; CHASE, H.A. **Reducing production of 132quati biomassa during wastewater treatment.** Water Res. V.33(5), p.1119-32, 1999.

LÜÖND, A. **Effects of nitrogen and phosphorus upon the growth of some Lemnaceae – Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH.** Stiftung Rübel. Zürich, 70: 118–141,1981.

MAGNUS, B. S. **Avaliação do potencial de produção de biometano a partir de lemnas: efeito do pré-tratamento.** 68 f. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

MARTINEZ, C. A. **Fotossíntese.** Departamento de Biologia Vegetal. Apostila de graduação do curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal de Viçosa. Brasil. 63 p, 2000.

MARTINS, H.F.; CARAUTA, J.P.P. **Plantas aquáticas. Classificação e comentários.** Atas da Sociedade Botânica do Brasil 2(13):101-104, 1984.

MCCARTY, P.; MCKINNEY, R. . **Salt toxicity in anaerobic digestion.** Journal Water Pollution Control Federation 33 (4), 399–415. 1961.

MC-MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2008**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2010.

MCT-Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário Brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa: informações gerais e valores preliminares**. Edição: MCT, 2009.

MEGATELI, S.; SEMSARI, S.; COUDERCHET, M. **Toxicity and removal of heavy metals (cadmium, copper, and zinc) by Lemna gibba**. Ecotoxicology and Environmental Safety, 72:1774-1780, 2009.

MELBINGER, N.R.; DONELLON, J. . **Toxic effects of ammonia nitrogen in high-rate digestion**. Journal Water Pollution Federation 43 (6), 1658–1670, 1967.

MKANDAWIRE, M.; LYUBUN, Y.V.; KOSTERIN, P.V.; DUDEL, E.G. **Toxicity of arsenic species to Lemna gibba L. and the influence of phosphate on arsenic bioavailability**. Environ. Toxicol. 19, 26–35, 2004a.

MKANDAWIRE, M.; TAUBERT, B.; DUDEL, E.G. **Capacity of Lemna gibba L. (Duckweed) for uranium and arsenic phytoremediation in mine tailing waters**. Int. J. Phytorem. 6, 347–362, 2004b.

MOHAPATRA, D.P.; BRAR, S.K.; TYAGI, R.D.; PICARD, P. Surampalli, R.Y. **Ferro-sonication and partial ozonation pre-treatment and biotransformation of wastewater sludge for degradation of bisphenol A: Rheology studies**. Chemical Engineering Science, 81, 20– 27, 2012.

MOHAPATRA, S.; SAHU, N.P.; PAL, A.K.; PRUSTY, A.K.; KUMAR, V.; KUMAR, S. **Haemato-immunology and histo-architectural changes in Labeo rohita fingerlings: effect of dietary aflatoxin and mould inhibitor**. Fish Physiol. Biochem, 2010.

MOHEDANO, R. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (Landoltia punctata) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em

Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 270p, 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, v. 112, p. 98-104, 2012.

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

MONTEGGIA, L. O. **Proposta de Metodologia para Avaliação do Parâmetro Atividade Metanogênica Específica.** Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 19, Foz do Iguaçu.

MURADOV ET AL. **Dual application of duckweed and azolla plants for wastewater treatment and renewable fuels and petrochemicals production.** Biotechnology for Biofuels, 2014.

MWALE, M.; GWASE, F.R. **Characteristics of duckweed and its potential as feed source for chickens reared for meat production: A review.** Academic Journals. Vol. 8(18), pp. 689-697, 2013.

NASR, F.A.; DOMA, H.S.; NASSAR, H.F. **Treatment of domestic wastewater using an anaerobic baffled reactor followed by a duckweed pond for agricultural purposes.** Environmentalist. 29:270–279, 2009.

NGAMSAENG, A. S.; THY, T. R.; PRESTON. **Duckweed (*Lemna minor*) and Water spinach (*Ipomoea 134quatic*) as protein supplements for ducks fed broken rice as basal diet.** Live stock Res. Rural. Dev. 16: 18-24, 2004.

NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. **Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction**

**municipal solid waste and biological sludge.** *Biotechnology reports.* 5, 14-21, 2015.

NOAA. National Oceanic Atmospheric Administration. National Weather Service. Climate Prediction Center. Teleconnections, 2012.

ÖBEK, E.; HASAR, H. **Role of duckweed (*Lemna minor* L.) harvesting in biological phosphate removal from secondary treatment effluents.** *Fresenius Environ. Bull.*, 11, 27-29, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia.** Rio de Janeiro, Editora Guanabara Koogan S.A. 434 p, 1988.

ORNES, W. H., K.; SAJWAN S.; DOSSKEY, M.G; ADRIANO, D.G. **Bioaccumulation of Selenium by Floating Aquatic Plants.** *Water Air and Soil Pollution.* 57-8, 53-57, 1991.

ORON, G. **Duckweed culture for wastewater renovation and biomass production.** *Agric. Water Man.* 26: 27-40, 1994.

ORON, G.; WILDSCHUT, L.R.; PORATH, D. **Wastewater recycling by duckweed for protein production and effluent renovation.** *Wat. Sci. Technol.* 17: 803-817, 1984.

PALMER, K.; BIASI, C.; HORN, M.A. **Contrasting denitrifier communities relate to contrasting N<sub>2</sub>O emission patterns from acidic peat soils in arctic tundra.** *International Society for Microbial Ecology Journal* 6, 1058e1077, 2012.

PAPADOPOULOS, F. H.; TSIHRINTZIS, V.A.; ZDRAGAS, A.G. **Removal of faecal bacteria from septage by treating it in a full-scale duckweed-covered pond system.** *Journal of Environmental Management* 92 3130-3135, 2011.

PARK H. D.; NOGUERA D. R. **Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge.** *Water Res.* 38:3275–3286, 2004.

PARK, H;D.; NOGUERA, D.R. **Evaluating the effect of dissolved oxygen on ammonia-oxidizing bacterial communities in activated sludge.** *Water Res* 38:3275–3286, 2004.

PATEL, D.K.; KANUNGO, V.K. **Phytoremediation Potential of Duckweed (*Lemna minor* L.: A tiny Aquatic plant) in the Removal of Pollutants from Domestic Wastewater with Special Reference to Nutrients.** The Bio sci.; 5(3): 355- 358, 2010.

PICARDO, M. C. **Desempenho de *Isochrysis galbana* na produção de óleo e sequestro de CO<sub>2</sub> com fotobiorreator piloto.** Tese de Doutorado. Escola de Química- Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro- RJ, 2012.

POETSCH, P, B.; KOETZ, P, R. **Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios.** Rev. Bras. De AGROCIÊNCIA, v.4, no 3, 161-165, Set.-Dez.,1998.

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

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

PRISM Bangladesh. Shobuj Shona Progress Report 3,1990.

PRIYA, A.; AVISHEK, K.; PATHAK,G. **Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale.** Environmental Monitoring and Assessment. V.184, n. 7, p. 4301–4307, 2012.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO (PNUD). Relatório de Desenvolvimento

Humano. **A água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água,** 2006.

QUIGG, A.; SYLVAN, J.B.; GUSTAFSON, A.B.; FISHER, T.R.; OLIVER, R.L.; TOZZI, S.; AMMERMAN J.W. **Going west: Nutrient limitation of primary production in the northern Gulf of Mexico and the importance of the Atchafalaya River.** Aquatic Geochemistry 17: 519–44, 2011.

RAKOCY, J. E.; ALLISON, R. **Evaluation of a closed recirculating system for the culture of tilapia and aquatic macrophytes.** Bio-Eng. Symp. Fish Cult 1: 296-307, 1984.

RAUNKIAER, C. **The Lifeforms of plants and Statistical Plant Geography.** Oxford University Press, Oxford. Pp 632, 1934.

REIS, C. V. **Emissões de CO<sub>2</sub> e Aquecimento Global-Desenvolvimento de tecnologias de captura e armazenamento de CO<sub>2</sub>.** Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa, 2013.

ROJAS,O.J.; LIU, Y.; STEIN, H.H. **Concentration of metabolizable energy and digestibility of energy, phosphorus, and amino acids in lemna protein concentrate fed to growing pigs.** JAS. Vol. 92 No. 11, p. 5222-5229, 2014.

ROSSO, D.; STENSTROM, M. K. **The carbon-sequestration potential of municipal wastewater treatment.** Chemosphere, n. 70, p. 1468 – 1475, 2008.

SALAS, H.J.;MARTINO, P. **A simplified phosphorus trophic state model for warmwater tropical lakes.** Wat. Res.25(3):341-350, 1991.

SANTA CATARINA (Estado). **Lei nº 14675**, de 13 de abril de 2009. Código Estadual do Meio Ambiente. Florianópolis.

SARKAR,N.; GHOSH, S.K.; BANNERJEE, S.; AIKAT K. **Bioethanol production from agricultural wastes: an overview.** Renewable Energy, 37, 19–27, 2010.

SCULTHORPE, C.D. 1967. **The biology of aquatic vascular plants.** London: Edward Arnold Ltd. 610p.

SELVARANI, A.J.; PADMAVATHY, P.; JAWAHAR, P. **Performance of Duckweed (Lemna minor) on different types of wastewater treatment.** International Journal of Fisheries and Aquatic Studies; 2(4): 208-212, 2015.

SIEGENTHALER, U.; SARMIENTO, J. L. **Atmospheric carbon dioxide and the ocean.** Nature. 365, 119–125, 1993.

SILVA, J. D.; SCHNEIDERS, D.; TILL, A.; LAPA, K. R.; PINHEIRO, A. **Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio.** *Ambi-Água*, Taubaté, v 8, n. 2, p. 135-145, 2013.

SIMS, A.; GAJARAJ, S.; HU, Z. **Nutrient removal and greenhouse gas emissions in duckweed treatment ponds.** *Water research* 47(3), 1390–1398, 2013.

SKILLICORN, P.; JOURNEY, W. K.; SPIRA, W. **Duckweed Aquaculture. A new aquatic farming system for developing countries.** The World Bank, Emena Technical Department, Agriculture Division. Washington, D.C. pp.68, 1993.

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

SOLOMON, S. D.; QIN, M.; MANNING, R.B.; ALLEY, T.; BERNTSEN, N.L.; BINDOFF, Z.; CHEN, A.; CHIDTHAISONG, J.M.; GREGORY, G.C.; HEGERL, M.; HEIMANN, B.; HEWITSON, B.J.; HOSKINS, F.; JOOS, J.; JOUZEL, V.; KATTSOV, U.; LOHMANN, T.; MATSUNO, M.; MOLINA, N.; NICHOLLS, J.; OVERPECK, G.; RAGA, V.; RAMASWAMY, J.; REN, M.; RUSTICUCCI, R.; SOMERVILLE, T.F.; STOCKER, P.; WHETTON, R.A.; WOOD D.; WRATT. **Technical Summary. Climate Change: The Physical Science Basis.** Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.

SRINANTHAKUMAR, S. M.; AMIRTHARAJ. **Organic carbon decay in stream with biofilm kinetics.** *J. Environ. Engng. ASCE*, v.19, p.102-119, 1983.

STOWELL, R.; LUDWIG, R.; COLT, J.; TCHOBANOGLOUS, G. **Concepts in aquatic treatment system design.** *J. Environ. Eng. Div., Am. Soc. Civil Eng.*, 919-940, Vol. 107, No. EE5, Proc. Paper 16555, 1981.

STRATTON, F.E. **Ammonia nitrogen losses in alkaline water impoundment.** J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng. 94(SA6),1969.

SULLIVAN, J., F.; GIBLIN, S., M. **Growth, Tissue Composition and Stoichiometry of Duckweed Grown in Low Nutrient Backwaters of the Upper Mississippi River.** Mississippi River Water Quality Unit. Wisconsin Department of Natural Resources La Crosse, WI. 2012.

TABOU, T.T.; BAYA, D.T.; EYUL'ANKI,D.M.; VASEL, J.L. **Monitoring the influence of light intensity on the growth and mortality of duckweed ( Lemna minor ) through digital images processing.** Biotechnology, Agronomy, Social, Environmental. 18(1), 37-48, 2014.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2006. 722p.

TAVARES, F. A.; LAPOLLI, F. R.; ROUBACH, R.; JUNGLES, M. K.; FRACALLOSSI, D. M. MORAES, A. M. **Use of Domestic effluent through duckweeds and red tilapia farming in integrated system.** Pan-American Journal of Aquatic Sciences ,5(1): 1-10, 2010.

TAVARES, F.T.; LAPOLLI, F.R.; MOHEDANO, R. A.; FRACALLOSSI, D.M.; BUENO, G.W.; ROUBACH, R. **Duckweed Bioconversion and Fish Production in Treated Domestic Wastewater.** Journal of Applied Aquaculture, Volume 26, Issue 1, 2014.

TELES, C. C. **Avaliação de Lagoas de Lemnas para o polimento de esgoto doméstico com foco na microbiota associada.** 133 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2016.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modeling and Control.** Harper Collins Publishers, 1987.

TRISCARI, P.; HENDERSON, S.; REINHOLD, D. **Anaerobic digestion of dairy manure combined with duckweed (Lemnaceae).** ASABE Annual International Meeting, Reno, Nevada, USA, Paper Number: 095765, 2009.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N.N. **Nitrogen and phosphorus phytoplankton growth limitation in the northern Gulf of Mexico.** *Aquatic Microbial Ecology* 68: 159–69, 2013.

UNISEF/WHO. **Progress on sanitation and drinking water.** Geneva: World health organization, 2015.

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.

VANITHA, S.; NAMPOOTHIRI, N.V.N.; SILVAPRAGASAM, C.; ANITHA, M.M. **An experimental study on duckweed for improving pond water quality.** *International Journal of Scientific & Engineering Research*, V.4, I. 5, 2013.

Verma, R., Suthar, S. **Utility of Duckweeds as Source of Biomass Energy: a Review.** *BioEnergy Research*. 1-9, 2015.

VIEIRA, B. **Remoção de nutrientes de efluentes líquidos através de lagoas de lemnas com chicanas.** 58 f. TCC (Graduação) – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

VINES, H. M.; AND R. WEDDING. **Some effects of ammonia on plant metabolism and a possible mechanism for ammonia toxicity.** *Plant Physiol.* 35:820-825, 1960.

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

VON SPERLING, M. **Solids management for the control of extended aeration systems. An analysis of classical and advanced strategies.** *Water SA*, 20 (1). Pp 49-60, 1994.

VON SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização: princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** 2. Ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, 2002<sup>a</sup>. 196 p.

VROON, R.; WELLER, B. **Treatment of domestic wastewater in a combined UASB-reactor duckweed pond system.** Doktoraal verslagen, serie Nr. 95-07, Dept. Env. Tech., Agric. University Wageningen, The Netherlands, 1995.

WANG, Z.P.; DELAUNE, R.D.; PATRICK JR., W.H. & MASSCHELEYN, P.H. **Soil redox and Ph effects on methane production in a flooded rice.** Soil Sci. Soc. Am. J., 57:382-385, 1993.

WARREN, K. S. **The differential toxicity of ammonium salts.** J. clin. Invest., 37, 497-501, 1958

WEANER, J.E.; CLEMENTS, F.E. **Plant Ecology.** New York, Mc Graw Hill, 1938.

WENDEOU, S.P.H.; AINA, M.P.; CRAPPER, M.; ADJOVI, E.; MAMA, D.; **Influence of Salinity on Duckweed Growth and Duckweed Based Wastewater Treatment System.** Journal of Water Resource and Protection. 5, 993-999. 2013

WEREKO-BROBBY, C. Y.; HAGEN, E.B.; **Biomass Conversion and Technology.** New York, Jonh Wiley & Sons, 2000.

WILLETT, D. **Duckweed-based wastewater treatment systems: design aspects and integrated reuse options for Queensland conditions.** The State of Queensland Department of Primary Industries and Fisheries, Brisbane, Australia, 2005.

WOLVERTON, B. C. **Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems.** In Proc. EPA Seminar on Aquaculture Systems for wastewater treatment. EPA 430/9-80-006, 1979

XIAO, Y.; FANG, Y.; JIN, Y.; ZHANG, G.; ZHAO, H. **Culturing duckweed in the field for starch accumulation.** Industrial Crops and Products 48 183– 190, 2013.

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

XU, J.; SHEN, G. **Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production.** *Bioresource Technology* 102 848–853, 2011.

YILMAZ, E.; AKURT, I.; GUNAL, G. **Use of duckweed, *Lemna minor*, as a protein feedstuff in practical diets for common carp, *Cyprinus carpio*, fry.** *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 4: 105-109, 2004.

ZHAO, Y.; FANG, Y.; JIN, Y.; HUANG, J.; MA, X.; HE, K.; HE, Z.; WANG, F.; ZHAO, H. **Microbial community and removal of nitrogen via the addition of a carrier in a pilot-scale duckweed-based wastewater treatment system.** *Bioresource Technology* 179 549–558, 2015.

ZHAO, Y.; FANG, Y.; JIN, Y.; HUANG, J.; BAO, S.; FU, T.; HE, Z.; WANG, F.; ZHAO, H. **Potential of duckweed in the conversion of wastewater nutrients to valuable biomass: A pilot-scale comparison with water hyacinth.** *Bioresource Technology* 163 82–91, 2014.

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 Technology*, 45, 91-101, 2002.

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

ZIMMO, O. R.; VAN DER STEEN, N. P.; GIJZEN, H. J. **Quantification of the nitrification and denitrification rates in algae and duckweed based wastewater treatment systems.** *Environmental Technology*, 25, 273-282, 2004.

ZIRSCHKY, J.; REED, S. C. **The Use of Duckweed for Wastewater Treatment.** *Journal (Water Pollution Control Federation)* 60.7: 1253–1258, 1988.

## APÊNDICE 1

Tabela A1. 1 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante a primavera de 2014.

Parâmetros	N amostral	EL1	SL1	Eficiência L1 (%)	SL2	Eficiência L2 (%)	Eficiência Final (%)
pH	13		7,17 ± 0,16		6,98 ± 0,18		
OD (mg/L)	7		0,0 ± 0,0		0,5 ± 0,84		
T (°C)	13		21,83 ± 2,4		22,2 ± 2,6		
ORP	13		-6,3 ± 7,27		4,3 ± 12,9		
Turbidez (uT)	13	33,1 ± 19,7	3,1 ± 0,72	90,3	1,45 ± 0,76	54,4	95,6
SST (mg/L)	13	18,9 ± 2,34	3,92 ± 2,2	79,2	2,47 ± 2,01	36,9	86,9
SSF (mg/L)	13	4,68 ± 1,54	0,53 ± 0,65	88,5	0,88 ± 1,08	-	81,0
SSV (mg/L)	13	13,5 ± 4,1	3,75 ± 1,79	72,2	1,99 ± 1,63	45,5	84,8
DQO (mg/L)	13	88,8 ± 10,5	41,24 ± 14,5	53,5	27,1 ± 10,38	34,1	69,4
DBO (mg/L)	13	67,0 ± 25,9	31,0 ± 16,5	53,7	9,7 ± 5,57	68,7	83,4
COD (mg/L)	13	21,8 ± 3,4	12,3 ± 3,0	43,5	10,8 ± 1,44	11,6	50,1
Alcalinidade (mg/L)	4	312,5 ± 24,24	170 ± 17,2		62,5 ± 12,5		
NT (mg/L)	10	76,5 ± 9,9	31,1 ± 10,2	59,3	3,9 ± 1,99	87,4	94,9
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	10	54,9 ± 14,7	18,9 ± 5,24	65,5	1,2 ± 1,26	93,4	97,7
PT (mg/L)	11	7,4 ± 1,52	2,76 ± 0,56	62,7	0,2 ± 0,25	92,6	97,2
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	45	4,61 ± 0,64	2,12 ± 0,75	54,1	0,06 ± 0,1	97,1	98,67
Coliformes Totais <sup>1</sup> (NMP/100ml)	6	4,25x10 <sup>5</sup>	1,0x10 <sup>5</sup>	3,2 x10 <sup>5*</sup>	2,0x10 <sup>4</sup>	8x10 <sup>4*</sup>	4x10 <sup>5*</sup>
<i>E. Coli.</i> <sup>1</sup> (NMP/100ml)	6	3,6 x10 <sup>4</sup>	611	3,5x10 <sup>4*</sup>	100	511	3,5x10 <sup>4</sup>

EL1 – Entrada da Lagoa de Lemnas 1; SL1 – Saída da Lagoa de Lemnas 1; SL2 – Saída da Lagoa de Lemnas 2.

<sup>1</sup> Valores representados por média geométrica.

\* Quantidade reduzida (NMP/100ml).

Tabela A1. 2 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante o verão de 2015.

Parâmetros	N amostral	EL1	SL1	Eficiência a L1 (%)	SL2	Eficiência L2 (%)	Eficiência Final (%)
<b>pH</b>	10		7,1± 0,2		6,9 ± 0,2		
<b>OD (mg/L)</b>	4		2,76 ± 0,4		1,21 ± 0,69		
<b>T (°C)</b>	10		24,9 ± 1,0		25,3 ± 1,0		
<b>ORP</b>	10		-5,1 ± 7,2		2,3 ± 4,37		
<b>Turbidez (uT)</b>	10		2,5 ± 0,84	93,0	1,9 ± 1,2	26,7	94,8
<b>SST (mg/L)</b>	10	16,1 ± 3,08	3,03 ± 1,30	81,2	3,28 ± 2,43	-	79,6
<b>SSF (mg/L)</b>	10	2,86 ± 1,42	0,3 ± 0,55	89,5	0,2 ± 0,32	33,3	93,0
<b>SSV (mg/L)</b>	10	14,3 ± 2,6	2,83 ± 1,27	73,6	3,1 ± 2,4	-	67,2
<b>DQO (mg/L)</b>	10	72,05 ± 8,5	40,4 ± 8	43,9	34,9 ± 7,23	13,7	51,6
<b>DBO (mg/L)</b>	10	59,65 ± 33,5	15,9 ± 7,5	73,2	10,1 ± 2,43	36,5	83,0
<b>COD (mg/L)</b>	10	18,6 ± 0,95	12,48 ± 2,22	33,1	11,4 ± 2,55	8,46	38,7
<b>Alcalinidade (mg/L)</b>	10	259,4 ± 42,3	140± 46,3		66,6 ± 10,8		
<b>NT (mg/L)</b>	10	53,3 ± 8,17	22,96 ± 7,73	56,9	7,5 ± 4,8	67,3	85,9
<b>N-NH<sub>3</sub> (mg/L)</b>	10	43,1 ± 4,87	17,8 ± 5,2	58,7	1,8 ± 1,5	90,1	95,9
<b>PT (mg/L)</b>	10	4,7 ± 0,78	1,27 ± 0,7	73,1	0,17 ± 0,23	86,7	96,4
<b>P-PO<sub>4</sub> (mg/L)</b>	10	2,9 ± 0,95	0,93 ± 0,5	68,3	0,08 ± 0,14	91,0	97,1
<b>Coliformes Totais<sup>1</sup> (NMP/100ml)</b>	3	8,3 x10 <sup>5</sup>	7,4 x10 <sup>4</sup>	7,5x10 <sup>5</sup> *	1,4 x10 <sup>4</sup>	6x10 <sup>4</sup> *	8,1 x10 <sup>5</sup> *
<b><i>E. Coli.</i><sup>1</sup> (NMP/100ml)</b>	3	1 x10 <sup>4</sup>	7300	2700*	210	7190*	9790*

EL1 – Entrada da Lagoa de Lemnas 1; SL1 – Saída da Lagoa de Lemnas 1; SL2 – Saída da Lagoa de Lemnas 2.

<sup>1</sup> Valores representados por média geométrica.

\* Quantidade reduzida (NMP/100ml).

Tabela A1. 3 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante o outono de 2015.

Parâmetros	N amostral	EL1	SL1	Eficiência L1 (%)	SL2	Eficiência L2 (%)	Eficiência Final (%)
pH	12		6,9 ± 0,15		6,6 ± 0,16		
OD (mg/L)	12		2,84 ± 1,15		1,28 ± 0,81		
T (°C)	12		20,99 ± 2,47		20,9 ± 2,33		
ORP	12		-0,16 ± 10,8		13,2 ± 10,36		
Turbidez (uT)	10	37,1 ± 37,3	3,6 ± 0,6	90,1	2,66 ± 0,82	27,4	92,8
SST (mg/L)	11	26,8 ± 22,4	4,9 ± 2,7	81,7	5,42 ± 3,9	-	79,7
SSF (mg/L)	11	5,48 ± 4,9	1,05 ± 1,29	80,6	0,68 ± 0,89	34,9	87,4
SSV (mg/L)	11	21,7 ± 18,7	4,26 ± 2,22	78,2	5,42 ± 3,65	-	73,1
DQO (mg/L)	11	88,3 ± 38	33,2 ± 6,7	62,3	29,3 ± 7,47	11,7	66,7
DBO (mg/L)	11	38,1 ± 25,3	13,5 ± 5,65	64,4	6,5 ± 2,1	51,9	82,8
COD (mg/L)	11	20,66 ± 4,95	10,0 ± 1,32	51,3	7,64 ± 1,98	23,9	63,0
Alcalinidade (mg/L)	11	346,6 ± 66,5	132,6 ± 24,4		65,3 ± 5,7		
NT (mg/L)	11	44,8 ± 5,3	12,1 ± 3,0	72,9	1,55 ± 1,7	87,2	96,5
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	11	43,1 ± 4,1	11,4 ± 3,8	73,5	0,7 ± 0,96	94,2	98,4
PT (mg/L)	11	6,4 ± 1,4	1,37 ± 1,14	78,6	0,22 ± 0,37	83,4	96,4
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	9	3,64 ± 1,7	0,64 ± 0,5	82,2	0,07 ± 0,16	87,9	97,8
Coliformes Totais* (NMP/100ml)	3	4,1x10 <sup>5</sup>	2,1x10 <sup>4</sup>	8,9x10 <sup>5</sup> *	1,4x10 <sup>3</sup>	1,9x10 <sup>4</sup> *	4x10 <sup>5</sup> *
<i>E. Coli.</i> * (NMP/100ml)	3	6,7x10 <sup>4</sup>	2,4x10 <sup>3</sup>	6,4x10 <sup>4</sup> *	43,3	2,3x10 <sup>3</sup> *	6,6x10 <sup>4</sup> *

EL1 – Entrada da Lagoa de Lemnas 1; SL1 – Saída da Lagoa de Lemnas 1; SL2 – Saída da Lagoa de Lemnas 2.

<sup>1</sup>Valores representados por média geométrica.

\*Quantidade reduzida (NMP/100ml).

Tabela A1. 4 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante o inverno de 2015.

Parâmetros	N amostral	EL1	SL1	Eficiência L1 (%)	SL2	Eficiência L2 (%)	Eficiência Final (%)
pH	13		6,94 ± 0,2		6,5 ± 0,27		
OD (mg/L)	13		1,41 ± 0,8		1,09 ± 0,66		
T (°C)	13		19,5 ± 1,92		19,7 ± 1,9		
ORP	13		-7,1 ± 9,2		19,7 ± 16,4		
Turbidez (uT)	13	98,7 ± 44	6,6 ± 3,0	93,3	2,67 ± 0,94	59,4	97,3
SST (mg/L)	13	35,0 ± 32,4	7,1 ± 2,67	79,6	3,11 ± 1,57	56,3	91,1
SSF (mg/L)	13	5,7 ± 5,75	1,24 ± 1,0	78,2	0,47 ± 0,63	62,2	91,8
SSV (mg/L)	13	30,0 ± 28,5	6,5 ± 2,38	78,1	2,77 ± 1,27	45,4	88,0
DQO (mg/L)	13	159,8 ± 66,1	46,3 ± 7,9	71,0	32,7 ± 8,4	29,3	79,5
DBO (mg/L)	13	68,0 ± 37,5	22,1 ± 11,5	67,5	9,6 ± 4,27	56,4	85,8
COD (mg/L)	13	31,7 ± 8,4	12,9 ± 1,22	59,1	8,97 ± 1,6	30,8	71,7
Alcalinidade (mg/L)	13	340,3 ± 48,2	186 ± 36,1		60,8 ± 8,85		
NT (mg/L)	13	60,7 ± 10,3	22,4 ± 3,7	63,0	4,9 ± 1,7	77,8	91,8
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	13	46,7 ± 9,0	18,4 ± 2,8	60,7	2,6 ± 1,42	86,0	94,5
PT (mg/L)	13	6,8 ± 1,8	2,3 ± 1,2	66,3	0,6 ± 0,63	74,0	91,2
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	12	4,1 ± 0,67	1,95 ± 0,35	52,2	0,8 ± 0,35	58,6	80,2
Coliformes Totais* (NMP/100ml)		-	-	-	-	-	-
<i>E. Coli.</i> * (NMP/100ml)		-	-	-	-	-	-

EL1 – Entrada da Lagoa de Lemnas 1; SL1 – Saída da Lagoa de Lemnas 1; SL2 – Saída da Lagoa de Lemnas 2.

\* Valores representados por média geométrica.

Tabela A1. 5 - Valores médios, desvio padrão e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados, em todas as etapas do sistema de tratamento durante a primavera de 2015.

Parâmetros	N amostral	EL1	SL1	Eficiência L1 (%)	SL2	Eficiência a L2 (%)	Eficiência Final (%)
pH	6		6,99± 0,25		6,45 ± 0,22		
OD (mg/L)	6		0,11 ± 0,1		0,14 ± 0,15		
T (°C)	6		21,9 ± 2,1		21,9 ± 1,11		
ORP	6		-4,9 ± 6,93		3,7 ± 5,3		
Turbidez (uT)	5	49,4 ± 23,5	8,9 ± 3,4	81,8	3,1 ± 0,62	65,3	93,6
SST (mg/L)	5	27,0 ± 4,45	9,12 ± 3,34	66,3	4,2 ± 1,34	53,4	84,3
SSF (mg/L)	5	6,4 ± 2,3	1,0 ± 0,76	84,0	0,63 ± 0,56	38,3	90,1
SSV (mg/L)	5	21,5 ± 5,14	9,1 ± 1,93	57,1	4,21 ± 1,57	52,7	79,7
DQO (mg/L)	5	134,5 ± 29,6	46,3 ± 13,9	65,5	29,5 ± 1,5	36,1	78,0
DBO (mg/L)	4	71,2 ± 17,3	25,8 ± 9,0	63,6	20,4 ± 8,6	21,0	71,3
COD (mg/L)	5	31,3 ± 4,9	11,9 ± 1,16	61,9	8,4 ± 1,2	29,2	73,0
Alcalinidade (mg/L)	5	551,2 ± 57,5	192,8± 32,6		69,6 ± 9,3		
NT (mg/L)	4	101,7 ± 9,7	34,7 ± 6,5	65,8	6,7 ± 2,1	80,6	93,4
N-NH <sub>3</sub> (mg/L)	5	83,4 ± 20,9	27,7 ± 8,5	66,8	4,8 ± 1,76	82,5	94,2
PT (mg/L)	5	9,8 ± 1,94	3,4 ± 1,36	65,3	1,1 ± 0,37	65,2	87,9
P-PO <sub>4</sub> (mg/L)	5	6,9 ± 1,8	2,4 ± 0,70	65,6	0,93 ± 0,09	60,7	86,5
Coliformes Totais* (NMP/100ml)		-	-	-	-	-	-
<i>E. Coli.</i> * (NMP/100ml)		-	-	-	-	-	-

EL1 – Entrada da Lagoa de Lemnas 1; SL1 – Saída da Lagoa de Lemnas 1; SL2 – Saída da Lagoa de Lemnas 2.

\* Valores representados por média geométrica





Tabela A2. 3 - Comportamento das variáveis em relação a profundidade (10,25,30 cm) e comprimento (A,B,C) das lagoas no inverno (Teste de Tukey).

		<b>Inverno</b>						
	<b>Parâmetro</b>	<b>n</b>	<b>Comprimento</b>			<b>Profundidade</b>		
			<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>	<b>10cm</b>	<b>25cm</b>	<b>35cm</b>
<b>L1</b>	pH	18	6,94a	7,0a	7,0a	6,69a	6,99a	7,01a
	T (°C)	9	20,1a	20,1a	20,2a	20,2a	20,1a	20,1a
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	2,1a	1,95a	1,94a	2,36a	2,16a	1,45b
	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	13,0a	13,0a	13,0a	12,4a	13,4a	13,1a
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	18	26,3a	26,6a	26,0a	27,0a	24,6a	27,3a
	N-NH <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	20,3a	20,5a	22,9a	21,1a	21,3a	21,3a
	N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,0a	0,01a	0,05a	0,01a	0,04a	0,0a
	N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,03a	0,08a	0,01a	0,03a	0,1a	0,11a
	P-PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	1,54a	1,59a	1,76a	1,61a	1,66a	1,61a
<b>L2</b>	pH	18	6,48a	6,38b	6,35b	6,41a	6,4a	6,4a
	T (°C)	9	20,2a	20,4a	20,4a	20,6a	20,2b	20,2b
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,51ab	0,6a	0,31b	0,56a	0,4a	0,4a
	COD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	8,9a	7,8a	8,9a	8,9a	8,4a	8,3a
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	18	4,8a	3,9a	4,7a	4,9a	4,1a	4,4a
	N-NH <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	2,4a	2,4a	2,6a	2,5a	2,3a	2,6a
	N-NO <sub>2</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,15a	0,12a	0,11a	0,15a	0,12a	0,2a
	N-NO <sub>3</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	1,45a	1,4a	1,01a	1,24a	1,06a	14,5a
	P-PO <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,33a	0,6a	0,33a	0,4a	0,34a	0,4a

### APÊNDICE 3

Figura A3. 1 - Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 1 em L1 com os respectivos coeficientes angulares das retas de emissão e fixação.

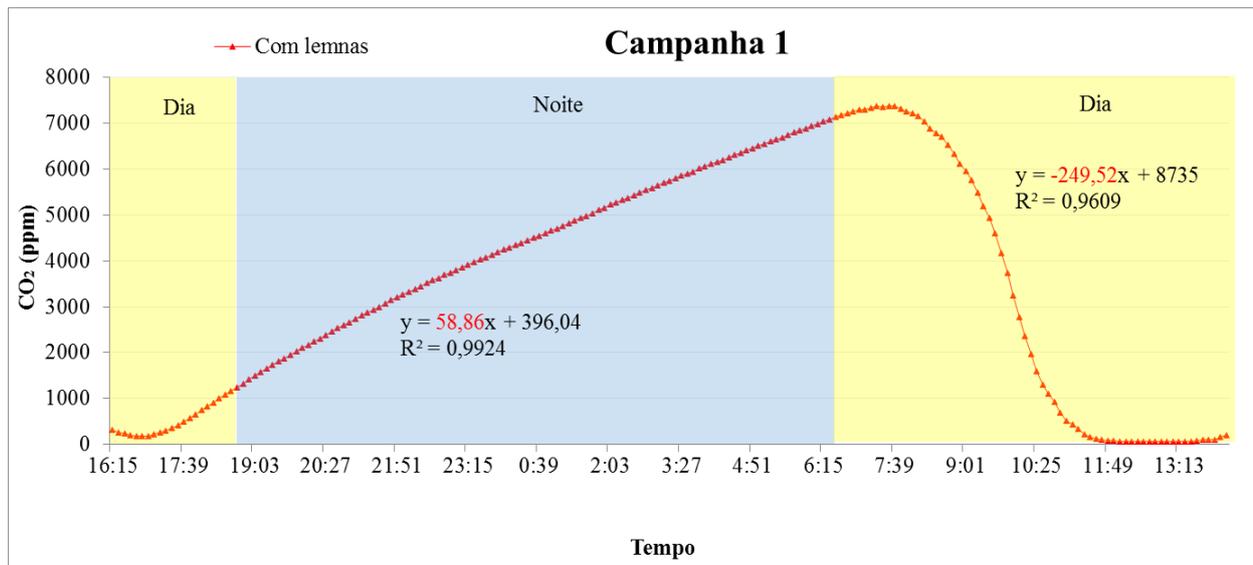


Figura A3. 2 - Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 2 em L1 com os respectivos coeficientes angulares das retas de emissão e fixação.

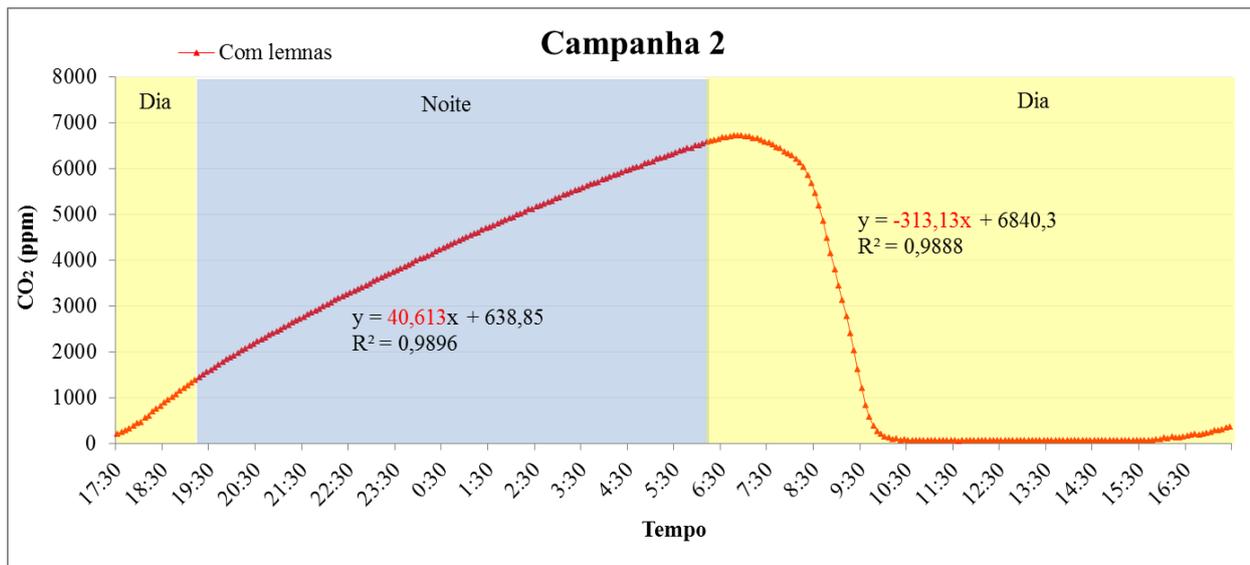


Figura A3. 3 - Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 5 em L1 (vermelha) bem como a curva controle (preto) com os respectivos coeficientes angulares das retas de emissão e fixação..

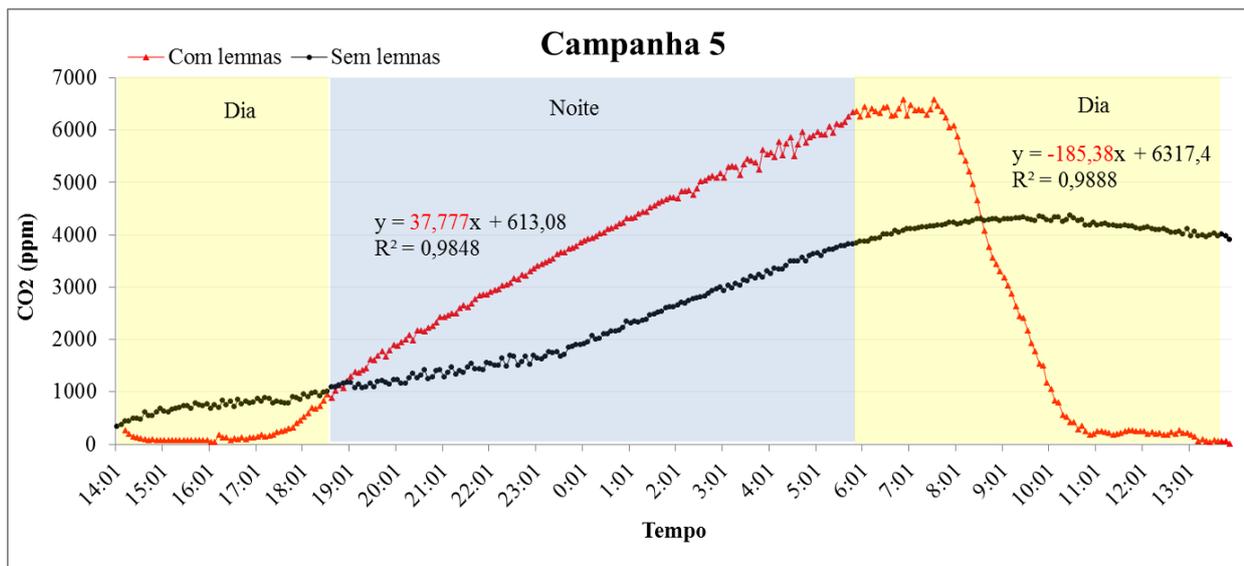


Figura A3. 4 - Representação gráfica da dinâmica de emissão e fixação de CO<sub>2</sub> na campanha 6 em L1 com os respectivos coeficientes angulares das retas de emissão e fixação.

