

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CAMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

Liliane Lazzari Albertin

**Contribuições ao estudo de remediação de contaminantes de esgoto sanitário
com o uso de lemnas**

Ilha Solteira
2019

LILIANE LAZZARI ALBERTIN

**Contribuições ao estudo de remediação de contaminantes de
esgoto sanitário com o uso de lemnas**

Texto sistematizado apresentado à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Livre-Docente em Hidrologia e Recursos Hídricos do Departamento de Engenharia Civil.

Ao João Francisco, meu maior incentivador e professor da vida!

Aos meus orientados que, com toda dedicação, se empenharam nas descobertas e nos cuidados com as nossas plantinhas: Daiane, Gustavo, Flaviane, Mariane, José Antônio, Celso, Giuliana. Sem vocês, o desenvolvimento das pesquisas e a conclusão deste trabalho não seriam possíveis!

AGRADECIMENTOS

A mim, por não ter desistido.

Aos meus colegas da Área de Hidráulica e Saneamento do Departamento de Engenharia Civil, aos que ainda estão e aos que já passaram, por todo auxílio prestado desde o meu ingresso nessa Instituição: Dib Gebara, Edson Pereira Tangerino, Geraldo de Freitas Maciel, Jefferson Nascimento de Oliveira, Milton Dall'Aglio Sobrinho e Tsunao Matsumoto. Todos foram um pouco, e cada um do seu jeito, meus professores de desenvolvimento profissional. Muito obrigada pelos conhecimentos compartilhados e por juntos buscarmos motivação para o ensino.

Ao Tsunao Matsumoto, por ter plantado a ideia das lemnas. Não é que está dando certo? Agradeço pelo apoio incondicional prestado, em especial nessa pesquisa, pelas ideias, discussões e orientações.

Ao Jefferson Nascimento de Oliveira por sempre ter acreditado em mim, pelo incentivo e pelo companheirismo. Agradeço em especial à amizade e ao exemplo de uma família construída sobre a rocha: Maria Edna Tenório Nunes e Ana Carolina Tenório de Oliveira.

À Liliane Santos de Camargos, pela amizade, prosas e boas viagens. Agradeço em especial pela prontidão com que sempre nos recebeu para orientar e realizar as nossas análises. Sem você não conheceríamos quase nada das nossas plantinhas.

À Maria da Consolação Fonseca de Albuquerque e sua querida família, Cido e Rafael, pela amizade, pelo coração caloroso e por ter recebido a minha família de braços abertos.

A todos os colegas docentes e funcionários do Departamento de Engenharia Civil, em especial, Juliana e José Carlos, pelos auxílios prestados nas mais variadas formas.

A todos da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira que, cada qual em sua função, proporcionaram as condições para eu crescer em minha carreira acadêmica.

A todos os meus alunos, em especial os que foram e são meus orientados, por me proporcionarem um contínuo amadurecimento e aprendizado.

Ao Luciano da Mata Ramalho, por todo amparo prestado ao longo dessa extenuante jornada, principalmente nos momentos de ausência.

Ao João Francisco Albertin Ramalho, que foi quem de fato sentiu minha ausência durante minha dedicação a este trabalho e que está compreendendo, desde cedo, que a maternidade vai muito além dos seus cuidados. Que isto lhe sirva como uma grande lição de força, coragem e dedicação!

A minha mãe, Maria Gertrudes Lazzari Albertin, que não mede esforços para ver o meu bem, por uma vida dedicada à educação e pelo exemplo de fortaleza e sabedoria.

Enfim, agradeço a Deus por ter abençoado tudo isso!

RESUMO

Ao longo dos últimos sete anos, nosso grupo de pesquisa investigou o polimento do esgoto sanitário de Ilha Solteira com o uso de lemnas, para melhoria da qualidade do efluente a ser lançado no corpo receptor e para produção de biomassa com grande valor agregado. As pesquisas basearam-se na remediação de poluentes orgânicos e emergentes, como produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais. No decorrer desse tempo, constatamos que a lemna da espécie *Landoltia punctata* teve excelente adaptação para as nossas condições climatológicas e para o esgoto a ser tratado, revelando, ainda, possuir uma alta taxa de produção de uma biomassa que, dentre outros componentes, possui grandes teores de proteína e amido, dependendo das condições operacionais do tratameto. A riqueza dessa biomassa faz com que ela possa ser aplicada como fonte de proteína para ração animal ou como matéria-prima para geração de etanol. Dessa forma, é possível recuperar os nutrientes do esgoto, potenciais causadores de poluição e eutrofização de corpos hídricos, e valorizar uma Estação de Tratamento de Esgoto baseada em processos ecológicos e eficientes, com baixos custo de implantação e operação e baixo consumo de energia. Neste texto, será apresentada uma análise sistematizada sobre os vários desdobramentos e questionamentos que surgiram ao longo da pesquisa. Serão apresentados o embasamento teórico, as questões levantadas e os resultados obtidos, tentando evidenciar a contribuição no campo da ciência.

Palavras-chave: Fitorremediação, tratamento com lemnas, tratamento de esgoto sanitário, saneamento ambiental.

ABSTRACT

Over the last seven years, our research group has investigated the wastewater polishing of Ilha Solteira with the use of duckweeds to improve the quality of the effluent to be released into the receiving body and to produce biomass with high added value. The research was based on the remediation of organic and emerging pollutants, such as pharmaceutical and personal care products. During this time, we found that the duckweed of the species *Landoltia punctata* had an excellent adaptation to our climatic conditions and to the wastewater to be treated, also revealing a high biomass production rate that, among other components, has large protein and starch contents, depending on the operating conditions of the treatment. The richness of this biomass makes it possible to be applied as a source of protein for animal feed or as a feedstock for ethanol production. In this way, it is possible to recover nutrients from the wastewater, potential pollutants and eutrophication of water bodies, and to value a Wastewater Treatment Plant based on ecological and efficient processes, with low implantation and operation costs and low energy consumption. In this text, a systematized analysis will be presented on the various developments and questions that have arisen throughout the research. The theoretical background, the questions raised and the results obtained will be presented, trying to highlight the contribution in the field of science.

Keywords: Phytoremediation, treatment with duckweeds, wastewater treatment, environmental sanitation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Árvore simplificada da família <i>Araceae</i> , mostrando a sub-família <i>Lemnoideae</i>	6
Figura 2 – Ilustração da planta <i>Lemna minor</i>	8
Figura 3 – Ilustração da planta <i>Landoltia punctata</i>	8
Figura 4 – Sistema de tratamento com lemnas adotado em Garcia (2015) e Garcia, Albertin e Matsumoto (2017)	14
Figura 5 – Vista superior da unidade experimental	16
Figura 6 – Vista superior da unidade experimental	17
Figura 7 – Cortes “AA” dos Tanques de Lemnas	17
Figura 8 – Recirculação do lodo de fundo em um dos tanques	20
Figura 9 – Concentrações de estriol (E3) afluente e efluente aos tanques de <i>Landoltia punctata</i> com recirculação (a) e sem recirculação (b) do lodo	29
Figura 10 – Concentrações de 17 α -etinilestradiol (EE2) afluente e efluente aos tanques de <i>Landoltia punctata</i> com recirculação (a) e sem recirculação (b) do lodo	29
Figura 11 – Concentração de E3 (a) e EE2 (b) na biomassa das lemnas no tanque com recirculação do lodo de fundo	33
Figura 12 – Concentração de E3 (a) e EE2 (b) na biomassa das lemnas no tanque sem recirculação do lodo de fundo	34
Figura 13 – Taxas de bioacumulação de E3 e EE2 na biomassa da <i>Landoltia punctata</i> em diferentes tempos de cultivo	35
Figura 14 – Representação esquemática da produção de etanol a partir de biomassa (a) e Estrutura da biomassa (b)	42
Figura 14 – Produção de biomassa, em matéria seca, em função do período de cultivo, e valores médios das TCRs	46
Figura 15 – Curva de crescimento da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> no tanque com (a) e sem (b) recirculação do lodo de fundo	48
Figura 16 – TCRs da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> para o tanque com recirculação do lodo de fundo	49
Figura 17 – TCRs da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> para o tanque sem recirculação do lodo de fundo	50

Figura 18 – TCRs da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> para o tanque com recirculação do lodo de fundo, com maior intervalo de colheita	52
Figura 19 – TCRs da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> para o tanque com recirculação do lodo de fundo, com maior intervalo de colheita	53
Figura 21 – Composição da biomassa da <i>Landoltia punctata</i> em função do tempo de cultivo	56
Figura 22 – Planta dos tanques de lemnas para enriquecimento do teor de amido .	58
Figura 23 – Cortes “AA” dos tanques para enriquecimento do teor de amido	59
Figura 24 – Fotografia do tanque durante mudança de manejos de cultivo para enriquecimento do teor de amido	59
Figura 25 – Quantificação do teor de amido (%) da biomassa em relação do período de cultivo (dias)	61
Figura 26 – Teor de amido da biomassa da lemna após práticas de manejo para enriquecimento do teor de amido	61
Figura 27 – Tanque com água limpa e com lemnas utilizado como estratégia para enriquecimento do teor de amido	62
Figura 28 – Teor de amido da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> sob condições de restrição nutricional	63
Figura 29 – Composição da biomassa da <i>Landoltia punctata</i> no tanque com recirculação do lodo de fundo	64
Figura 30 – Composição da biomassa da <i>Landoltia punctata</i> no tanque sem recirculação do lodo de fundo	65

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – <i>Lemnoideaesp.</i> identificadas por Les et al (2002), e todas elas chamadas genericamente de lemnas. Em destaque, as espécies utilizadas em nossas pesquisas	7
Quadro 2 – Pesquisas sobre remediação de poluentes orgânicos associada com lemnas	11
Quadro 3 – Baixos TDHs em sistemas de tratamento com lemnas	15
Quadro 4 – Práticas de manejo adotadas no cultivo das lemnas para enriquecimento do teor de amido	60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Caracterização do esgoto em termos de DQO e NT e eficiências de remoção do tratamento total (ETE + polimento com lemnas) e somente do tanque com lemnas	19
Tabela 2 – Remoção do estriol (E3) e do 17 α -etinilestradiol (EE2) nos Tanques com Lemnas	30
Tabela 3 – Concentrações de E3 e EE2 na Biomassa das lemnas	32
Tabela 4 – Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo ...	51
Tabela 5 – Comparação entre o esgoto sanitário usado para tratamento com lemnas por Smaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019)	55
Tabela 6 – Valores médios da composição da biomassa da <i>Landoltia punctata</i> ao longo do período de cultivo	56

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEET	Diethyl Toluamida
DIC	Diclofenaco
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E3	Estriol
EE2	17 α -etinilestradiol
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
HPLC	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
MePB	Metilparabeno
NAP	Naproxeno
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
PO ₄ ⁻³	Fosfato
PPCPs	Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais
PrPB	Propilparabeno
PT	Fósforo Total
SO ₄ ⁻²	Sulfato
ST	Sólidos Totais
TCE	Taxa de Crescimento Específico
TCR	Taxa de Crescimento Relativo
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica

LISTA DE SÍMBOLOS

α	constantes de dissipação, em dia^{-1} do modelo de absorção de hormônio pelas lemnas
A	área superficial da seção de cultivo, em m^2
β	constantes de dissipação, em dia^{-1} do modelo de absorção de hormônio pelas lemnas
B_0	peso seco da biomassa na fase inicial do crescimento, em g
B_f	peso seco da biomassa na fase estacionária do crescimento, em g
BIOAC	taxa de bioacumulação do hormônio pela biomassa, em L/kg
B_t	biomassa produzida em um determinado tempo t, em matéria seca, em g
C_0	concentração inicial do hormônio no meio de cultivo, em $\mu\text{g/L}$
C_d	concentração do hormônio na biomassa das lemnas para cálculo da BIOAC, em $\mu\text{g/Kg}$
C_s	concentração inicial do hormônio no meio de cultivo para cálculo da BIOAC, em $\mu\text{g/L}$
C_t	concentração do hormônio na biomassa em um determinado tempo de exposição t (dias), em $\mu\text{g/g}$
$C_{t_{\text{máx}}}$	concentração do hormônio máxima na biomassa
D	densidade superficial inicial, em g/m^2
K_α	constante de absorção do hormônio pelas lemnas, em dia^{-1}
$\mu_{\text{máx}}$	taxa máxima de crescimento da biomassa, em g/dia
MF	ganho de massa em matéria fresca no período de cultivo, em g
MS	ganho de massa em matéria seca no período de cultivo, em g
N	número de dias de cultivo, em dias
R^2	coeficiente de regressão
t	tempo, em dias
TCR	taxa de crescimento relativo da biomassa, em $\text{g/m}^2/\text{dia}$
TCE	taxa de crescimento específico da biomassa, em dia^{-1}
$t_{\text{máx}}$	tempo correspondente para alcançar $C_{t_{\text{máx}}}$

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. LAGOAS DE LEMNAS PARA REMEDIAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO	6
2.1. Descrição das lemnas	6
2.2. Remediação de compostos orgânicos	9
2.2.1. Contribuição para remediação de compostos orgânicos em esgotos sanitários com o uso de lemnas	13
2.2.2. Perspectivas futuras para a remediação de compostos orgânicos de esgoto com o uso de lemnas	22
2.3. Remediação de Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais	23
2.3.1. Contribuição para remediação de PPCPs com o uso de lemnas	26
2.3.2. Perspectivas futuras para a remediação de PPCPs esgoto com o uso de lemnas	36
3. PRODUÇÃO E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA DE LEMNAS	37
3.1. Contribuição para a determinação da produção e da composição da biomassa de <i>Landoltia punctata</i> em esgoto sanitário	46
3.2. Perspectivas futuras para produção de biomassa de <i>Landoltia punctata</i> em águas residuais	66
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	70

1. INTRODUÇÃO

Dados apresentados no Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos, ano base 2017, pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2019), mostraram que, apesar de uma melhoria na oferta de serviços de saneamento básico, 38,5% da população urbana brasileira não era atendida por rede coletora de esgoto, o que corresponde a uma população estimada em 64,9 milhões de pessoas. No Brasil, o índice médio de atendimento urbano com rede de esgoto foi estimado em 60,2%. Com relação ao tratamento, 46% do total dos esgotos sanitários gerados são tratados. Da fração de esgoto que é coletada, 73,7% é tratada.

Os números indicam a desigualdade existente na distribuição dos serviços de saneamento no Brasil e mostram que há muito o que progredir para a melhoria da qualidade de vida da população e para a sustentabilidade ambiental.

O lançamento de esgotos sanitários nos corpos d'água sem adequado tratamento, ou em desconformidade com os atuais padrões legais estabelecidos para lançamento de efluentes, resulta em comprometimento da qualidade da água do corpo receptor e pode inviabilizar o atendimento aos usos atuais e futuros dos recursos hídricos a jusante do lançamento (BRASIL, 2017).

Se considerar que 70% dos municípios brasileiros possuem remoção de, no máximo, 30% da carga orgânica gerada, como aponta Brasil (2017), bem inferior à remoção mínima de 60% de DBO estabelecida na Resolução CONAMA nº 430/2011, é possível inferir que a situação da qualidade da água dos corpos receptores é ou pode se tornar a ser preocupante, quando a vazão de diluição não for mais suficiente.

Um dos itens necessários para superar esse desafio é projetar e operar estações de tratamento de esgoto de forma eficiente, econômica e sustentável, expandindo o seu uso.

Uma alternativa de tratamento indicada para regiões de clima quente e países em desenvolvimento é a utilização de sistemas de lagoas de estabilização. Os aspectos que apontam para que elas sejam efetivamente implantadas são a suficiente disponibilidade de área que necessitam, o clima favorável, a operação simples e a necessidade de poucos ou nenhum equipamentos (VON SPERLING, 2002).

As lagoas de estabilização são consideradas uma solução satisfatória para pequenas comunidades (RECAULT; BOUTIN; SEGUIN, 1995).

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

No Brasil, as lagoas representam 44% do total de unidades de tratamento distribuídas em todo o país, em suas mais variadas formas (BRASIL, 2017). Cerca de 5,5 milhões de pessoas são atendidas pelo sistema australiano no Brasil, sendo o terceiro processo mais utilizado em número de população atendida (BRASIL, 2017).

De fato, se existe no local um corpo hídrico receptor com suficiente vazão de diluição e área disponível, as lagoas se tornam a primeira alternativa para o tratamento, pelo custo envolvido na construção e manutenção. Os demais processos são selecionados quando se precisa ter uma estação de tratamento compacta e grande volume de esgoto a ser tratado (cidades de grande porte).

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

No Estado de São Paulo, principalmente em seu interior, é comum o uso de lagoas de estabilização, por serem sistemas de baixa complexidade tecnológica. Porém, os corpos receptores desse esgoto tratado possuem baixa capacidade de diluição e/ou são tributários de reservatórios. Isso, juntamente com o fato do nível de tratamento das lagoas não ser satisfatório, principalmente no que diz respeito à remoção de nutrientes, tem agravado cada vez mais o problema da eutrofização.

A utilização de um sistema complementar complexo para a remoção adicional desses nutrientes é um contra senso diante da concepção original de se ter um tratamento de simples operação. É necessário, portanto, se pensar na busca de alternativas simples e eficientes para realizar o polimento do efluente.

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

As macrófitas aquáticas da família *Lemnaceae sp.*, conhecidas na literatura científica brasileira como lemnas e, na inglesa, como duckweeds, podem ser utilizadas no polimento de efluentes de lagoas de estabilização, se apresentando como uma opção eficiente em termos de remoção e de baixo custo.

As lemnas têm sido ampla e eficientemente utilizadas na remediação de águas contaminadas há aproximadamente 30 anos, devido, dentre outros fatores, à sua capacidade de se adaptar em uma ampla faixa de pH, temperatura e concentração de nutrientes (FEDLER; DUAN, 2011).

Ela possui grande capacidade de remoção de compostos de nitrogênio e fósforo tão bem quanto reduz sólidos suspensos e metais (GE et al., 2012). Khellaf e Zerdaoui (2012) consideram que as lemnas podem ser eficientemente utilizadas para fitorremediação. Sekomo et al. (2012) também estão de acordo com esta consideração, uma vez que verificaram que na etapa de polimento de esgoto, as lemnas removem metais pesados.

Porém, talvez a vantagem que mais chama a atenção é a alta taxa de reprodução e de produção de biomassa com elevado valor nutricional (níveis de 40% ou mais de proteínas, conforme citam Landesman et al. (2002)). Dependendo das condições ambientais, a biomassa pode dobrar em apenas dois dias ou menos (CULLEY et al., 1981), sob condições ideais de disponibilidade de nutrientes, luminosidade e de temperatura, sendo o crescimento mais rápido do que qualquer outro vegetal superior. Esta característica é importante, pois encoraja a produção de biomassa com um grande valor agregado.

De acordo com Iqbal (1999), a produtividade das lemnas pode variar de 10 a 30 ton/ha/ano em matéria seca. Assumindo uma produtividade anual média de 17,6 ton/ha/ano, com um nível proteico de 37% em matéria seca, a produção de proteína por hectare das lemnas é mais alta do que a maioria dos vegetais cultiváveis e cerca de 10 vezes a da soja.

A variabilidade nos valores de produção de biomassa é devido a diversos fatores, como espécie de planta utilizada, condições climáticas, disponibilidade de nutrientes, salinidade, pH, quantidade de plantas, dimensão da superfície de cultivo e manejo adotado.

Dessa forma, o direcionamento a ser dado a essa expressiva quantidade de biomassa produzida é um ponto tão importante quanto sua ação como fitorremediadora. Lemnas cultivadas em esgoto livre de metais pesados e alguns compostos tóxicos podem ser utilizadas como adubo na agricultura. Na literatura são encontradas diversas aplicações como matéria-prima para produção de ração animal, fertilizantes, bioenergia (biogás, biodiesel e etanol) e para reaproveitamento de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo (SHILTON; POWELL; GUIEYSSE, 2012; MOHEDANO et al., 2012; CRAGGS; SUTHERLAND; CAMPBELL, 2012; FEDLER; DUA, 2011; CHRISTENSON; SIMS, 2011; WILEY; CAMPBELL; MCKUIN, 2011; XU; SHEN, 2011).

A conversão de nutrientes presentes no esgoto em uma valiosa biomassa vegetal tem atraído a atenção de muitos pesquisadores não só porque reduz a poluição dos corpos-d'água, principalmente no que diz respeito à eutrofização, mas também porque é uma maneira lucrativa de reciclar nutrientes após a colheita da biomassa (XU; SHEN, 2011).

O cultivo de plantas aquáticas em lagoas de tratamento de esgoto, além de fornecer matéria-prima para produção de bioenergia e ração animal e recuperação/reaproveitamento de nutrientes, é uma forma de preservação dos recursos hídricos, pois, de uma maneira integrada, trata as águas residuais, diminuindo a poluição dos corpos-d'água.

Reunindo todos os aspectos apontados, verifica-se que é urgente a necessidade de que todos tenham acesso à coleta e ao tratamento de esgoto para a melhoria das condições de vida da população e para a preservação dos nossos recursos hídricos. Em se tratando de pequenas comunidades, áreas rurais e limitado recurso financeiro, as lagoas de estabilização se tornam uma alternativa viável. Não só elas, como outros sistemas de tratamento, muitas vezes necessitam de uma remoção adicional de alguns constituintes do esgoto antes deste ser lançado no seu destino final. Para esta ação de polimento, as lagoas com lemnas vêm ganhando destaque. Concomitantemente ao processo de tratamento, é possível produzir biomassa com grande valor agregado.

Tudo o que foi exposto motivou o desenvolvimento das pesquisas sobre polimento e remediação de esgoto sanitário com lemnas, que iniciei em 2012. A ideia central é buscar a melhoria da qualidade do esgoto a ser lançado no corpo receptor, preservando assim, a qualidade do recurso hídrico e, adicionalmente, produzir

biomassa no processo de tratamento de esgoto, promovendo a ideia de uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) integrada e sustentável.

Ao longo desses sete anos, vários desdobramentos e questionamentos foram surgindo, o que culminou nas linhas de trabalho que desenvolvi. O presente texto apresenta uma análise sistematizada sobre o uso de lemnas para remediação de compostos orgânicos, nutrientes e produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, e sobre a produção e composição da biomassa de lemnas usadas no tratamento do esgoto sanitário de Ilha Solteira, SP. Apresentarei o embasamento teórico, as questões levantadas e os resultados obtidos, tentando evidenciar a contribuição no campo da ciência. Para tal, faço uso dos conteúdos apresentados nas publicações e nas dissertações de mestrado que orientei.

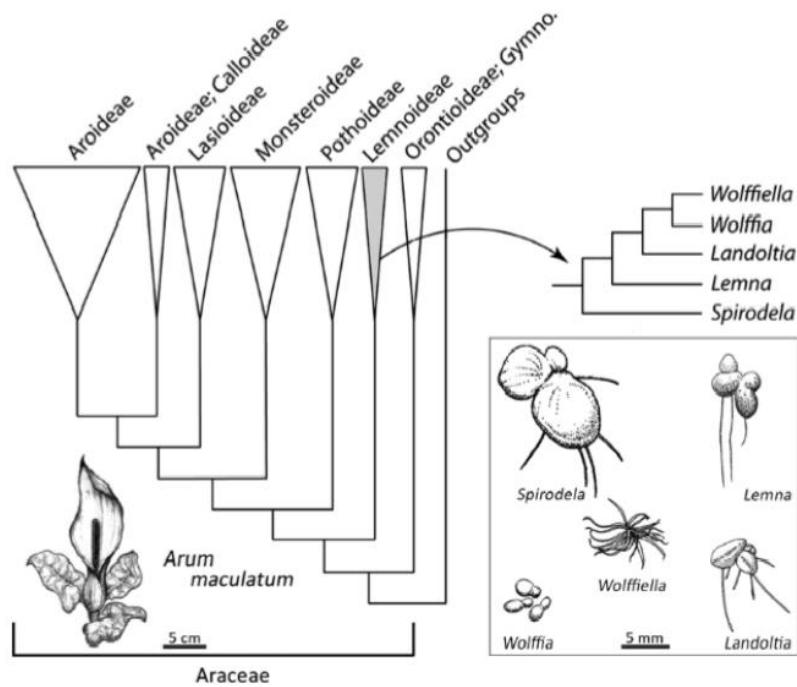
2. LAGOAS DE LEMNAS PARA REMEDIAÇÃO DE ESGOTO SANITÁRIO

2.1. Descrição das lemnas

O termo lemna denomina um dos gêneros de plantas aquáticas da sub-família *Lemnoideae*. Contudo, esse termo vem sendo utilizado para designar todo esse grupo de plantas (*Lemnoideae sp.*) e adotado em trabalhos científicos. Em inglês, o termo “duckweed” é bem difundido para denominar os vegetais desse grupo (MOHEDANO, 2010).

As lemnas são macrófitas aquáticas pertencentes à família *Araceae*, sub-família *Lemnoideae*. Sub-família esta que consiste em 5 gêneros: *Spirodela*, *Landoltia*, *Lemna*, *Wolffiella* e *Wolffia*, sendo que a árvore simplificada está representada na Figura 1.

Figura 1 – Árvore simplificada da família *Araceae*, mostrando a sub-família *Lemnoideae*



Fonte: Kutschera e Niklas (2015)

A sub-família *Lemnoideae*, é composta por 38 espécies identificadas por Les et al. (2002) e listadas no Quadro 1. Em nossos trabalhos, utilizamos as espécies *Lemna minor* (Figura 2) e, principalmente, a *Landoltia punctata* (Figura 3).

Quadro 1 - *Lemnoideae* sp. identificadas por Les et al (2002), e todas elas chamadas genericamente de lemnas. Em destaque, as espécies utilizadas em nossas pesquisas.

Família	Sub-família	Gênero	Espécie
Araceae	Lemnoideae	Wolffia	<i>Wolffia arrhiza</i>
			<i>Wolffia cylindracea</i>
			<i>Wolffia columbiana</i>
			<i>Wolffia elongata</i>
			<i>Wolffia neglecta</i>
			<i>Wolffia angusta</i>
			<i>Wolffia globosa</i>
			<i>Wolffia microscopica</i>
			<i>Wolffia australiana</i>
			<i>Wolffia borealis</i>
			<i>Wolffia brasiliensis</i>
		Wolffiella	<i>Wolffiella lingulata</i>
			<i>Wolffiella oblonga</i>
			<i>Wolffiella gladiata</i>
			<i>Wolffiella cudata</i>
			<i>Wolffiella neotropica</i>
			<i>Wolffiella welwitschii</i>
			<i>Wolffiella denticulata</i>
			<i>Wolffiella repanda</i>
			<i>Wolffiella hyalina</i>
			<i>Wolffiella rotunda</i>
			Lemna
		<i>Lemna obscura</i>	
		<i>Lemna turionifera</i>	
		<i>Lemna japonica</i>	
		<i>Lemna trisulca</i>	
		<i>Lemna gibba</i>	
		<i>Lemna disperma</i>	
		<i>Lemna minor</i>	
		<i>Lemna valdiviana</i>	
		<i>Lemna yungensis</i>	
		<i>Lemna minuta</i>	
		<i>Lemna aequinoctialis</i>	
		<i>Lemna perpusilla</i>	
		<i>Lemna tenera</i>	
		<i>Landoltia</i>	<i>Landoltia punctata</i>
<i>Spirodela</i>	<i>Spirodela intermedia</i>		
	<i>Spirodela polyrhisa</i>		

Figura 2 – Ilustração da planta *Lemna minor*



Fonte: Kutschera e Niklas (2015)

Figura 3 - Ilustração da planta *Landoltia punctata*



Fonte: XU *et al.* (2012)

São plantas aquáticas, cosmopolitas e geralmente encontradas na superfície de águas paradas e ricas em nutrientes. São monocotiledôneas, classificadas como plantas superiores, ou macrófitas, sendo consideradas as menores plantas vasculares do mundo. Comparadas às outras plantas, elas adaptam-se às mais variadas condições climáticas, com exceção de regiões desérticas e polares (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993).

As lemnas não possuem folha, caule, ou estruturas especializadas: toda a planta consiste de uma fronde plana e ovoide. Uma das principais diferenças entre as espécies está nas raízes (presença e ausência de raiz) e no número de raízes por

fronde. A espécie *Landoltia punctata* possui várias raízes por fronde (duas ou mais raízes), as plantas do gênero *Lemna* possuem apenas uma raiz por fronde, e as dos gêneros *Wolffia* e *Wolffiella* não possuem raízes.

As folhas não são fixas no solo, são flutuantes na superfície da lâmina d'água, podendo ser dispersas pelo fluxo, pelo vento, e até mesmo por pássaros.

As lemnas apresentam um crescimento extremamente rápido. A circunstância mais favorável é água com matéria orgânica e nutrientes. Uma densa cobertura de lemnas impede a penetração de luz solar e inibe a competição com outras plantas submersas e inclusive com as algas. (LANDOLT; KANDELER, 1987; SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993; IQBAL, 1999).

Geralmente, elas podem dobrar sua massa em menos de dois dias, sob condições ideais de disponibilidade de nutrientes, luminosidade e de temperatura, sendo o crescimento mais rápido do que qualquer outra planta superior (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993).

A reprodução das lemnas é basicamente vegetativa. Em média uma planta gera 20 outros indivíduos antes de morrer. As frondes filhas brotam de bolsos reprodutivos ao lado de uma fronde madura. Uma planta dá origem à outra, sendo que uma planta pode produzir 10 gerações em um período de aproximadamente 10 dias. Com o tempo e a idade das frondes, aumenta o teor de fibras e minerais, e a reprodução passa a se dar em ritmo mais lento (KUTSCHERA; NIKLAS, 2015).

2.2. Remediação de compostos orgânicos

As principais características que contribuem de forma positiva para as lemnas aperfeiçoarem os sistemas de tratamento de esgoto são: a alta taxa de crescimento, elevada capacidade de assimilação de nutrientes, grande suporte de estocagem de nutrientes na biomassa, tolerância às variações das características físicas e químicas da água, tolerância às condições climáticas locais, valor econômico da biomassa, fácil colheita e manejo (TANNER, 1996; SOUSA et al., 2004, HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006).

Por serem macrófitas flutuantes, removem melhor os nutrientes da coluna d'água do que as macrófitas enraizadas, que atuam nos sedimentos. Em comparação com o aguapé, as lemnas desempenham um papel indireto no tratamento de esgotos

por não possuírem um extenso sistema de absorção, o que proporciona menor superfície de contato para fixação e crescimento de bactérias.

As lagoas com lemnas são uma alternativa para o tratamento de esgotos, atraindo cada vez mais o interesse dos pesquisadores por ser basicamente uma tecnologia de baixo custo, fácil construção e operação e produzem efluentes de boa qualidade (CAICEDO et al., 2002). Uma vantagem importante dos sistemas de tratamento com lemnas é que os nutrientes são parcialmente recuperados em vez de serem perdidos para a atmosfera ou continuarem no efluente e irem para o corpo receptor.

O tratamento de esgoto com macrófitas aquáticas é baseado no processo de fitorremediação, que utiliza plantas aquáticas para a absorção dos nutrientes presentes, como nitrogênio, fósforo e metais dissolvidos na água, convertendo-os em biomassa (ZHAO, Y. et al., 2014a). Adicionalmente, as lemnas disponibilizam condições favoráveis para a decomposição biológica da matéria orgânica pela diversa comunidade de microrganismos aderidos em suas raízes.

Os nutrientes são diretamente absorvidos do esgoto pelas frondes e não “via central”, como em outras plantas superiores. As lemnas são capazes de assimilar diretamente moléculas orgânicas como carboidratos e aminoácidos e demonstram preferência pela absorção de amônia, mesmo na presença de nitrato (ZHAO et al., 2012, Cheng et al., 2002). Este fator é de grande importância para a formação de aminoácidos e proteínas. Ao invés de liberar o nitrogênio para a atmosfera, as plantas o absorvem e o convertem em biomassa rica em proteína.

A fitorremediação é, portanto, a aplicação de plantas aquáticas para a remediação de poluentes em recursos hídricos ou ecossistemas aquáticos. Certas macrófitas aquáticas ou plantas invasivas se adaptam facilmente a essa finalidade. Ao longo dos últimos 35 anos, uma vasta literatura aborda o uso de macrófitas aquáticas para fitorremediação de uma ampla gama de poluentes em águas residuais e naturais, tais como: poluentes orgânicos, metais pesados, agroquímicos, petroquímicos, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (EKPERUSI, SIKOKI, NWACHUKWU, 2019).

Algumas pesquisas sobre o uso de lemnas na fitorremediação, para remoção de contaminantes orgânicos, estão relacionadas no Quadro 2, contendo os dados dos autores, a espécie de planta utilizada, algumas características do esgoto, o tempo de detenção hidráulica (TDH) utilizado e as eficiências de remoção encontradas.

Quadro 2 (continua) – Pesquisas sobre remediação de poluentes orgânicos associada com lemnas

Referência	Espécie de planta	TDH	Variáveis	Concentração	Eficiência de remoção
Ceschin et al (2019)	<i>Lemna minor</i> <i>Lemna minuta</i> e outras macrófitas: <i>Sparganium erectum</i> <i>Carex pendula</i>	15 dias	OD SO ₄ ⁻² N-NO ₃ ⁻ PO ₄ ⁻³ <i>E. coli</i>	Esgoto sanitário Concentrações iniciais não informadas	Aumento de 60-70% 50% 80% Em torno de 30% 99%
Sudiarto, Renggaman e Choi (2019)	<i>Lemna sp.</i>	21 dias	NT PT	151,67 mg/L 82,77 mg/L Efluente de suinocultura diluído 10% em água	59,98% 43,62%
Zanetoni Filho (2019)	<i>Landoltia punctata</i>	7 dias	DQO DBO NT PT	54,59 mg/L 214,69 mg/L 19,0 mg/L 15,14 mg/L	50,84% 59,08% 15,14% -14,54%
Amare, Kebede e Mulat (2018)	<i>Lemna minor</i>	28 dias	DQO DBO SO ₄ ⁻² PT NT	2737 mg/L 1310 mg/L 356 mg/L 50 mg/L 274 mg/L Mistura de águas residuárias têxtil, destilaria e esgoto sanitário	92% 92% 77,9% 97% 94,6%
Chen et al. (2018)	<i>Landoltia punctata</i>	16 dias	NT PT DQO	6,0 mg/L 0,57 mg/L 29,88 mg/L Água de wetland que recebe esgoto sanitário rural	95,7% 0,57% -
Garcia, Albertin e Matsumoto (2017)	<i>Landoltia punctata</i>	3,8 dias	DQO DBO NT PT	34 a 547 mg/L 10 a 128 mg/L 25 a 500 mg/L 74 a 102 mg/L	92,32 % 88,12 % 74,67 % 66,18 %

Quadro 2 (continuação) – Pesquisas sobre remediação de poluentes orgânicos associada com lemnas

Referência	Espécie de planta	TDH	Variáveis	Concentração	Eficiência de remoção
Tufaner (2018)	<i>Lemna minor</i>	25 dias	DQO DBO NTK N-NH ₄ ⁺ PT PO ₄ ⁻³	1025 mg/L 167 mg/L 76 mg/L 55 mg/L 4,8 mg/L 2,4 mg/L Água residuária industrial	88% 83% 94% 96% 97% 95%
Anjos (2017)	<i>Landoltia punctata</i>	21 dias	DQO e NT	135,6 mg/L e 47 mg/L	68,2% e 79,71%
Anjos (2017)	<i>Lemna minor</i>	21 dias	DQO e NT	111 mg/L e 36 mg/L	47,3% e 45,62%
Smaniotto (2016)	<i>Landoltia punctata</i>	8 dias	DQO DBO NT PT	228,8 68,3 50,7 14,6	56,86 38,54 47,54 27,75
Adhikari, Harrigan e Reinhold (2015)	<i>Lemna minor</i>	9 dias	DQO NT PT <i>E.coli</i>	1544 mg/L 118,9 mg/L 25,2 mg/L 265 NMP/mL Resíduos de estrume	43 % 17,6% 42,1% 63,5%
Zhao, Y. et al. (2014a)	<i>Lemna japonica</i>	10 dias	NT PT	27 mg/L 3,5 mg/L Água natural misturada com esgoto sanitário e de agricultura	58% 50%
Mohedano et al. (2012)	<i>Landoltia punctata</i>	136 dias	NTK N-NH ₄ ⁺ PT	7986 mg/L 1624 mg/L 1487 mg/L Efluente de suinocultura	99,8 % 99,5 % 99,8%

2.2.1. Contribuição para remediação de compostos orgânicos em esgotos sanitários com o uso de lemnas

Dos trabalhos relacionados no Quadro 2, Zanetoni Filho (2019), Anjos (2017), Garcia, Albertin e Matsumoto (2017) e Smaniotto (2016), foram pesquisas desenvolvidas em nosso grupo de pesquisa.

A nossa maior contribuição foi trabalhar com esgoto sanitário real, sem ser sintético ou diluído, e nossos tanques utilizados como sistemas de tratamento foram colocados em área externa do laboratório, estando sujeitos às mais diversas variações (temperatura e umidade do ar, insolação, precipitação, insetos) sem nenhuma condição controlada.

Os experimentos foram conduzidos para responder às seguintes questões:

- 1) Qual o desempenho da lemna no processo de tratamento de esgoto sanitário?
- 2) O efluente final irá minimizar o impacto ambiental quando lançado no corpo receptor?
- 3) A montagem experimental proposta é adequada para o tratamento?
- 4) Quais os fatores intervenientes no processo?

Garcia, Albertin e Matsumoto (2017) utilizaram um sistema composto por um tanque de armazenamento de esgoto, bomba helicoidal e tanque para tratamento com lemnas (Figura 4). O efluente da ETE de Ilha Solteira era colocado no tanque de armazenamento, com capacidade de 1200 L. A vazão para o tanque com lemnas era de 5 L/h, resultando em um TDH de 3,8 dias. O tanque com lemnas possuía capacidade total de 1000 L, porém o volume utilizado foi de 440 L, com área superficial de 1,49 m² e profundidade de 0,31 m. Os fluxos de entrada e saída no tanque com lemnas eram contínuos.

Para a escolha do TDH, tomou-se como base os dados apresentados no Quadro 3. Na primeira coluna estão relacionadas as bibliografias consultadas. Na segunda coluna, estão listados os TDHs utilizados por cada autor. Já na terceira coluna, foram relacionadas as eficiências de remoção encontradas para cada TDH adotado. Por fim, a última coluna mostra a espécie de planta utilizada em cada pesquisa.

Altos TDHs foram utilizados por alguns autores, variando de 15 a 29 dias (TRIPATHI; SHUKLA, 1991; ALAERTS; MAHBUBAR; KELDERMAN, 1996; AL-

NOZAILY; ALAERTS; VEENSTRA, 2000; ZIMMO; VAN DER STEEN; GIJZEN, 2004; EL-SHAFI et al., 2007). Porém, os dados apresentados no Quadro 3 indicam que é possível obter boa eficiência de remoção de alguns compostos com um baixo TDH.

Figura 4 - Sistema de tratamento com lemnas adotado em Garcia (2015) e Garcia, Albertin e Matsumoto (2017)



Fonte: Garcia (2015)

Garcia (2015) desenvolveu a primeira pesquisa em nosso grupo a lemnas da espécie *Landoltia punctata*. A maior dificuldade foi a adaptação das plantas. Amostras das plantas foram cedidas pelo Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (Labeflu) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) – Câmpus de Florianópolis.

As concentrações de DQO ao longo do trabalho variaram de 34 mg/L a 547 mg/L, resultando em uma carga de aplicação superficial de 27,38 kgDQO/ha/dia a 440,54 kgDQO/ha/dia. Esta última, superior às cargas utilizadas em outros trabalhos, como Mohedano (2010), que utilizou 186 kg/ha/dia no tratamento de efluente de suinocultura.

As flutuações das concentrações aplicadas estão relacionadas às variações na composição do esgoto. A eficiência de remoção de DQO variou de 18,75% a 88,12 %. No período em que ocorreu a maior concentração de DQO (547 mg/L), a eficiência de remoção foi de 30,35% e, para a menor concentração de DQO, a eficiência de remoção foi de 50,0 %. A menor eficiência de remoção alcançada (18,75%) foi para um valor de DQO na entrada de 96 mg/L.

Os dados indicaram que não existia uma relação direta entre concentração de DQO e eficiência de remoção, mas as variações prejudicavam o desempenho das plantas. Em períodos de baixo desempenho, percebeu-se a presença de larvas e micro-crustáceos, provavelmente vindos do esgoto.

Quadro 3 – Baixos TDHs em sistemas de tratamento com lemnas

Fonte	TDH	Eficiência de Remoção	Espécie usada
Körner, Lyatuu e Vermaat (1998)	3 dias	DQO: 74 a 78%	<i>Lemna Gibba</i>
Körner e Vermaat (1998)	3 dias	N-Kjeldahl: 73 a 97% (depende da concentração do esgoto afluente) Fósforo Total: 63 a 99% (depende da concentração do esgoto afluente)	<i>Lemna Gibba</i>
El-Kheir et al. (2007)	4 dias	SST: 94,7% DBO: 100% DQO: 83,8% Fósforo Total: 15,9% NH ₃ ⁺ : 53% NO ₃ ⁻ : 94% Coliformes fecais: 95%	<i>Lemna Gibba</i>
El-Kheir et al. (2007)	8 dias	SST: 96,3% DBO: 90,6% DQO: 89% Fósforo Total: 47,9% NH ₃ ⁺ : 803% NO ₃ ⁻ : 100% Coliformes fecais: 99,8%	<i>Lemna Gibba</i>
Ozengin e Elmaci (2007)	2 dias	Nitrogênio Total: aproximadamente 75% Fósforo Total: aproximadamente 70% Ortofosfato (PO ₄ ⁻³): aproximadamente 60% DQO: aproximadamente 70%	<i>Lemna minor</i>

Atualmente, as plantas estão completamente adaptadas, apresentam um menor desempenho em temperaturas do ar baixas e, principalmente, quando não se faz a colheita de forma adequada. Isso pode indicar que as lemnas são resilientes, elas têm um potencial de resistir às altas cargas de poluentes, como também observado por Grijalbo et al. (2016) e Ekperusi, Sikoki e Nwachukwu (2019).

O atual sistema de tratamento utilizado em nossas pesquisas, que pode ser visualizado na fotografia da Figura 5, é composto por um tanque de armazenamento e o tanque com lemnas (ZANETONI FILHO, 2019; ANJOS, 2017; SMANIOTTO, 2016). Os dois tanques possuem 3000 L e são ligados por uma bomba helicoidal. Há dois sistemas como este descrito, cada qual com utilidades diferentes, dependendo da pesquisa que foi realizada.

Esgoto sanitário efluente da ETE de Ilha Solteira, coletado no emissário final, era trazido por caminhão tanque e depositado no tanque de armazenamento. Deste, o esgoto era bombeado para o tanque com lemnas, com vazão compatível aos TDHs utilizados nas pesquisas. As dimensões e detalhes dos tanques são mostrados nas Figuras 5, 6 e 7.

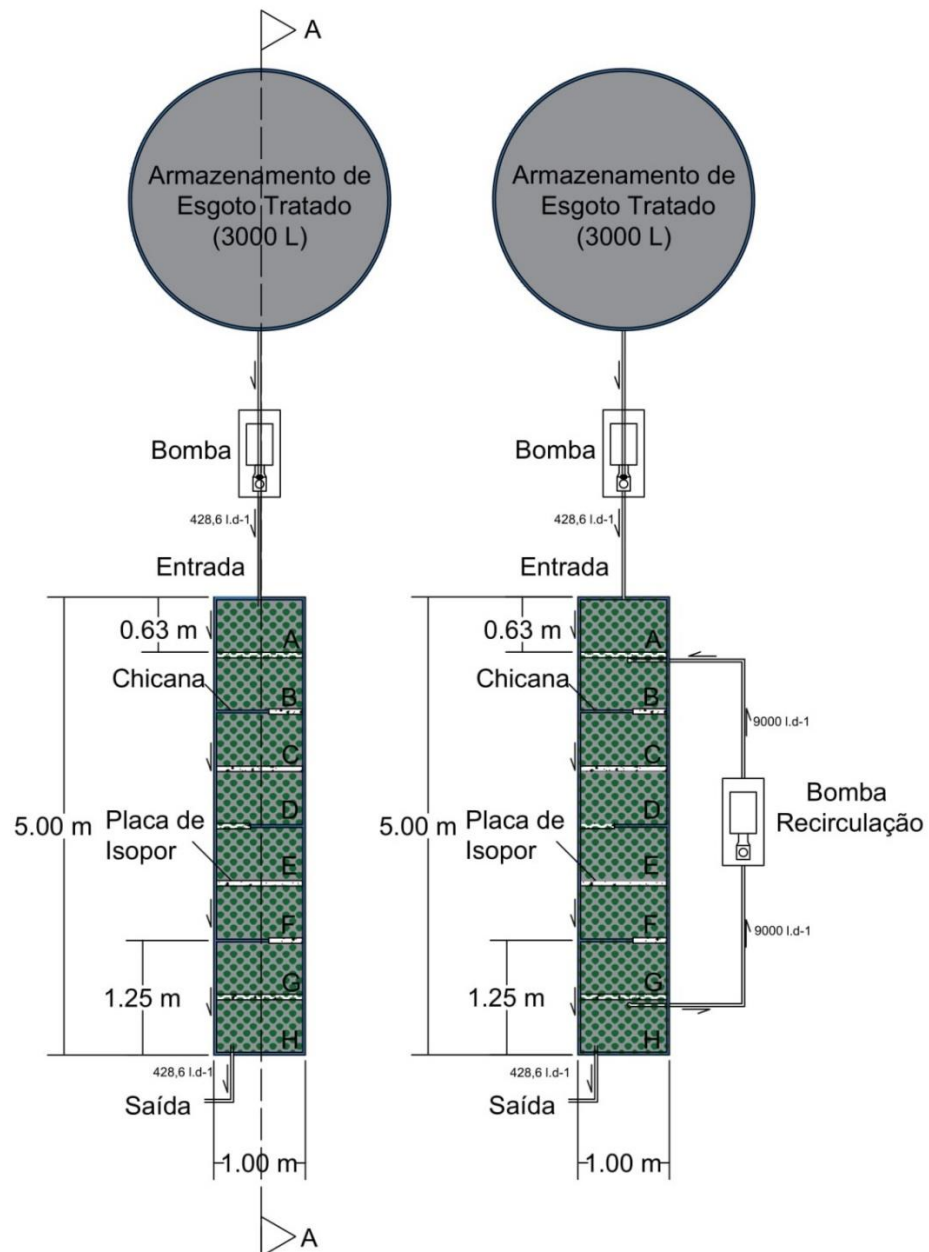
Vale registrar que a ETE de Ilha Solteira é composta por duas lagoas de estabilização facultativas, cada uma com formato retangular, com 450 m de comprimento e 106 m de largura, operadas em paralelo. A ETE recebe uma vazão média de 66 L/s, totalizando um volume diário de aproximadamente 5700 m³.

Figura 5 – Vista superior da unidade experimental



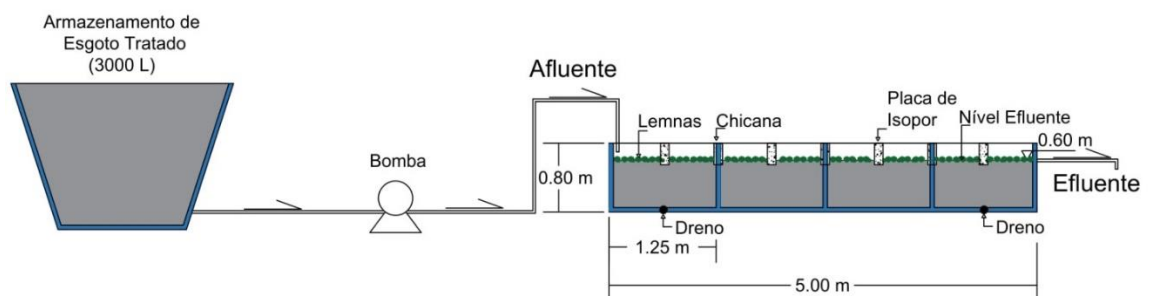
Fonte: ZANETONI FILHO (2019)

Figura 6 – Vista superior da unidade experimental



Fonte: ZANETONI FILHO (2019)

Figura 7 – Cortes "AA" dos Tanques de Lemnas



Fonte: ZANETONI FILHO (2019)

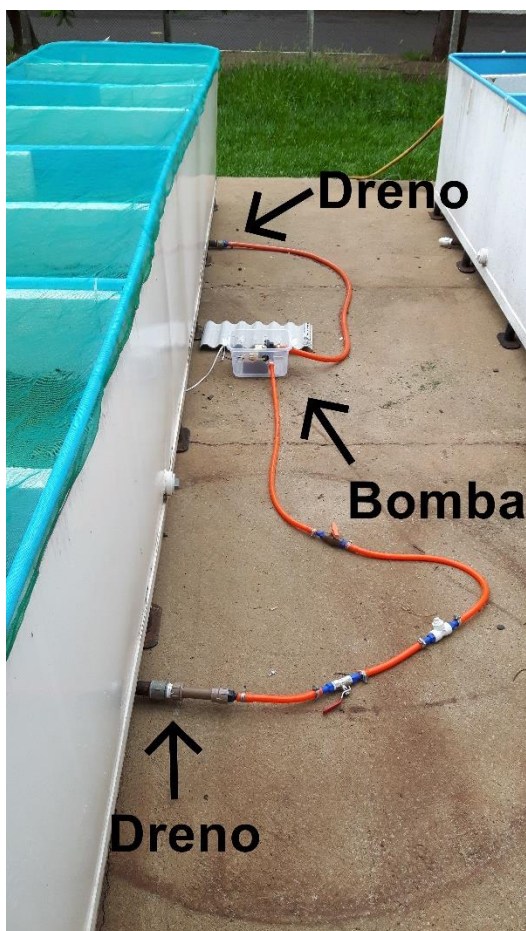
Os resultados alcançados foram aqueles apresentados no Quadro 2. Não foram feitas análises do esgoto bruto de Ilha Solteira, mas apenas para avaliação da eficiência total do tratamento (ETE + polimento com lemnas), foi construída a Tabela 1 com os dados de parâmetros do esgoto bruto de Ilha Solteira investigado por Tetila (2015).

Tabela 1 – Caracterização do esgoto em termos de DQO e NT e eficiências de remoção do tratamento total (ETE + polimento com lemnas) e somente do tanque com lemnas

Autor	Parâmetro	Esgoto Bruto (mg/L)	Esgoto após ETE (mg/L)	Esgoto após lemnas (mg/L)	Eficiência total (%)	Eficiência das lemnas (%)
Smaniotto (2016)	DQO	607	228,8	98,7	83,74	56,86
	NT	50	50,7	26,6	46,8	47,53
Anjos (2017) com <i>Landoltia punctata</i>	DQO	607	135,6	43	92,92	68,29
	NT	50	47	9,5	81	79,79
Anjos (2017) com <i>Lemna minor</i>	DQO	607	111	59	90,28	46,85
	NT	50	36	19,5	61	45,83
Zanetoni Filho (2019)	DQO	607	214,69	80,9	86,67	62,32
	NT	50	19,0	15,5	69	18,42

Com o intuito de melhorar a eficiência do tratamento, Zanetoni Filho (2019) colocou recirculação do lodo de fundo em um dos tanques com lemnas. A recirculação foi feita pelos drenos que o tanque possui e por meio de uma bomba, trabalhando com uma vazão de 9000 L/dia. A Figura 8 mostra, em detalhe, o sistema usado para recirculação do lodo de fundo do tanque.

Figura 8 – Recirculação do lodo de fundo em um dos tanques



Fonte: ZANETONI FILHO (2019)

Shelef e Kanarek (1995) citam que a recirculação em uma lagoa de estabilização pode amenizar algumas desvantagens, tais como: requisitos de grandes áreas e variações do desempenho da lagoa. Os autores afirmam que a recirculação melhora as condições de oxigenação na lagoa e que pode quebrar a estratificação térmica, o que contribuiria para o aumento da eficiência do tratamento.

Um sistema de lagoa anaeróbia, seguida por três lagoas aeróbias, em série, foi estudado por Papadopoulos et al. (2004). O efluente da terceira lagoa era bombeado

para a primeira, em uma taxa de 2:1 (efluente recirculado:esgoto bruto). O sistema atingiu uma eficiência de remoção total para DBO e DQO de 89 e 81%, respectivamente. Quando comparado com o funcionamento do sistema sem recirculação, os autores mostraram que o sistema com recirculação comporta uma vazão três vezes maior, evidenciando a vantagem da utilização desse sistema para diminuir requisitos de área.

Outro trabalho que mostra a vantagem da utilização da recirculação foi realizado por Martins, Castilhos Júnior e Costa (2010). Os autores mostraram que um sistema em série de três lagoas tratando lixiviado de aterro sanitário, quando utilizada uma taxa de 1:1 de recirculação, alcançava os melhores resultados na remoção dos parâmetros analisados (93% de DBO, 80% de DQO e 99% para N-NH₃ e NTK).

Era esperado, portanto, que a recirculação melhorasse a suspensão dos nutrientes, contribuindo para aumento da atividade microbológica e que as eficiências de remoção da DBO e DQO do sistema melhorassem significativamente.

Porém, comparando os valores das eficiências de remoção obtidos nos tanques sem e com recirculação do lodo, Zanetoni Filho (2019) concluiu que não se pode afirmar que o efeito da recirculação foi estatisticamente significativo para o tratamento dos parâmetros avaliados (DQO, DBO, NT, NO₃⁻, PT, ST).

Na situação apresentada, utilizando o efluente da lagoa de estabilização da ETE de Ilha Solteira, os resultados apresentados não foram significativos para comprovar uma melhora de qualidade do efluente com a recirculação. Os valores médios das concentrações na entrada do tanque com recirculação para DBO, DQO, NT, NO₃⁻ e PT foram, respectivamente, de 56,36 mg/L, 196,51 mg/L, 19 mg/L, 1,10 mg/L e 2,43 mg/L. Pode-se supor que o esgoto utilizado no meio de cultivo estava muito diluído e, durante as coletas, foi observado uma baixa formação de lodo de fundo no tanque. Mesmo promovendo uma melhora na disponibilidade de nutrientes em suspensão e conseqüente aumento na atividade microbológica, os efeitos da recirculação utilizada não foram significativos para promover melhora na qualidade do efluente.

2.2.2. Perspectivas futuras para a remediação de compostos orgânicos de esgoto com o uso de lemnas

As lemnas têm sido usadas eficientemente na remoção de poluentes orgânicos de esgotos. Existem variações nas eficiências do tratamento alcançadas devido à espécie utilizada, condições climáticas, disponibilidade de nutrientes, pH, salinidade, quantidade e manejo das plantas, além do TDH e altura da lâmina d'água adotados.

Alguns trabalhos reportaram baixo desempenho e inibição da planta em função da concentração dos contaminantes e da toxicidade do esgoto. Altas concentrações dos contaminantes podem influenciar no resultado do tratamento.

Houve um resultado ruim para remoção de PT obtido por Zanetoni Filho (2019) e apresentado no Quadro 2. Na realidade, houve um aumento no teor de PT e isso também ocorreu com Papadopoulos e Tsihrintzis (2011). É esperado que os contaminantes orgânicos sejam completamente removidos do esgoto, porém o aumento do teor de fósforo pode indicar que outras substâncias presentes no esgoto podem reduzir a eficiência das lemnas para a remediação de contaminantes orgânicos (EKPERUSI; SIKOKI; NWACHUKWU, 2019).

Uma pergunta que precisa ainda ser respondida é: podem existir no esgoto substâncias inibidoras que prejudiquem o desempenho das lemnas?

Wang et al. (2016) observaram que em uma concentração de nitrato de 840 mg/L, as lemnas sofrem inibição de crescimento, alterações na composição de carbono e nitrogênio de sua biomassa e são induzidas ao estresse oxidativo, resultando na mortalidade das plantas.

O estresse oxidativo em plantas aquáticas é um indicativo de condições de estresse ambiental, comprometendo a habilidade das plantas de executar suas funções ecológicas regulares.

O conhecimento das faixas de concentrações ideais a se trabalhar e quais as possíveis substâncias inibidoras, e em quais concentrações, são avanços que a pesquisa na área necessita.

Outra linha a se avançar sobre o tema de remediação de contaminantes orgânicos é o uso de uma combinação de diferentes espécies de lemnas e de outras macrófitas. É esperado que esta combinação auxilie no potencial de remediação. Isso pode ser atribuído à capacidade de adaptação de cada espécie quando expostas à uma diversidade de contaminantes.

Zhao, X. et al. (2014) afirmaram que o uso de três espécies diferentes de lemnas (*Lemna minor*, *Landoltia punctata* e *Spirodela Polyrhiza*) para remoção de nitrato e fosfato de efluente de suinocultura é mais eficiente que a aplicação de apenas uma espécie de planta. Já Van Echelpoel et al. (2016), concluíram que a introdução de *Lemna minuta* em uma população nativa de *Lemna minor* não mostrou nenhuma vantagem para a remoção de nutrientes

Farid et al. (2013) investigaram a remoção de contaminantes de esgoto sanitário com o uso de seis macrófitas diferentes. Eles concluíram que o uso combinado de macrófitas é mais efetivo para o tratamento do que o uso de uma única espécie, porém isto não valeu para a remoção de contaminantes orgânicos.

De uma maneira geral, a combinação de várias espécies aumente a taxa de remoção enquanto o efeito da sinergia entre as plantas supere a quantidade de contaminantes presentes.

Desta forma, a remoção seletiva de contaminantes orgânicos pelas lemnas merece mais estudos. Existe competição por recursos entre as espécies? Qual a relação entre as espécies e a capacidade juntas e de cada uma delas dentro de um sistema com múltiplos contaminantes? São questões a serem investigadas.

Outra frente de investigação é ampliar os tipos de águas residuais a serem tratadas pelas lemnas como, por exemplo, efluentes industriais, de mineração, de piscicultura, águas de drenagem, enfim, demais tipos de águas servidas. A eficácia das lemnas para outros tipos de águas residuais fornecerão uma compreensão mais ampla da adequabilidade da planta como uma alternativa viável e de baixo custo para a remediação de poluentes orgânicos no ambiente.

2.3. Remediação de Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais

Uma grande variedade de poluentes emergentes são produzidos anualmente pela indústria farmacêutica e de produtos de higiene pessoal para combater as doenças e melhorar o bem-estar da sociedade. Esses compostos serão no texto denominados pela sigla PPCPs (do inglês, “pharmaceutical and personal care products” – produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais).

Os resíduos químicos gerados pela indústria ou pelo uso dos PPCPs, cujo comportamento no meio ambiente é pouco compreendido, estão aumentando a carga de poluição e degradação dos recursos hídricos.

O aparecimento de PPCPs em matrizes ambientais está associado ao uso exagerado e à grande produção, aliados à falta de políticas pública de controle (SODRÉ; LOCATELLI; JARDIM, 2007).

Depois do uso, esses compostos são parcialmente metabolizados e excretados na urina e fezes, ou simplesmente descartados, e posteriormente chegam às ETEs, onde são tratados simultaneamente com outros constituintes orgânicos e inorgânicos do esgoto. Alguns PPCPs são parcialmente removidos, entretanto, muitos processos de tratamento não são capazes de eliminar completamente esses compostos, sendo necessária a introdução de outros tipos de tratamentos (GÖBEL et al., 2007). Esgoto *in natura* e efluentes de ETEs são considerados as fontes mais representativas de PPCPs para o meio ambiente (CHEN; LI; ZHU, 2012).

No Brasil, é relevante ressaltar a existência de uma maior expectativa de ocorrência de PPCPs em águas residuais devido à carência de estrutura sanitária para o tratamento de esgoto.

Nos ecossistemas aquáticos, os PPCPs podem provocar desregulação endócrina e efeitos colaterais graves, já que são originalmente fabricados para causarem efeitos biológicos específicos. Outra consequência negativa, é a resistência genética aos antibióticos (LI et al., 2015). Mesmo detectados em baixas faixas de concentrações ($\eta\text{g/L} - \mu\text{g/L}$), a persistência desses produtos e sua toxicidade podem causar riscos potenciais para o meio ambiente e o ser humano (ZHU; CHEN; LI, 2013).

Os desreguladores endócrinos merecem destaque por serem capazes de alterar uma ou várias funções do sistema endócrino (síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação dos hormônios endógenos) e têm, conseqüentemente, efeitos adversos sobre a saúde de organismos e de sua descendência (IKEHATA; NAGHASHKAR; EL-DIN, 2006).

As substâncias que podem afetar o sistema endócrino podem ser sintéticas (alquilfenóis, pesticidas, ftalatos, policlorados de bifenilas, bisfenol A, substâncias farmacêuticas, entre outras) ou substâncias naturais (estrogênios naturais e fitoestrogênios) (BILA; DEZOTTI, 2007).

Montes-grajales, Fennix-agudelo e Miranda-castro (2017), em um levantamento de 141 artigos científicos que abordavam 30 países, observaram a presença de PPCPs, tais como benzofenona, metilparabeno e o propilparabeno, nas águas superficiais, subterrâneas e em ETEs. A presença dessas substâncias é preocupante devido ao fato de serem resistentes à degradação biológica, podem ser

bioacumulativas e ainda podem atuar como desreguladores endócrinos. O estudo mostrou que cerca de 64 compostos foram encontrados em efluentes de ETEs, 43 em águas superficiais e 23 compostos em águas subterrâneas. A situação nos países em desenvolvimento ainda é pior, considerando que os estudos são iniciais em relação a presença dessas substâncias nos corpos hídricos.

A fitorremediação de águas contaminadas tem se apresentado como uma alternativa sustentável e acessível para remoção de PPCPs, ao invés do uso de tecnologias sofisticadas e caras, como o tratamento biológico, o uso de biorreatores de membranas, uso de luz ultravioleta e ozônio (CARBALLA et al., 2004; SUI et al., 2011; ZHENG et al., 2010). Em especial, o tratamento com lemnas tem se mostrado ser eficiente para a remoção desses poluentes do meio (ALLAM et al. 2015).

Apesar da vantagem de remoção dos PPCPs, muitos destes compostos ficam retidos na biomassa das lemnas (ALLAM et al., 2015; UYSAL, 2013). Esse fato merece grande atenção, uma vez que a capacidade das lemnas absorverem parte desses poluentes pode impedir o reaproveitamento da sua biomassa.

A seguir, serão apresentadas pesquisas científicas que utilizaram lemnas para remoção dos mais comuns PPCPs encontrados em corpos d'água naturais.

Reinhold et al. (2010) compararam a capacidade de fitorremediação de PPCPs (ibuprofeno, fluoxetina, triclosan) de duas espécies diferentes de lemnas (*Lemna minor* e *Landoltia punctata*). Os experimentos foram conduzidos em frascos de vidros de 250 mL preenchidos com solução de concentração conhecida dos contaminantes considerados. Ambas as plantas mostraram semelhante potencial de remoção, sendo que em nove dias, a concentração inicial dos contaminantes caiu pela metade.

Li, Zhou e Campos (2017) utilizaram *Spirodela polyrhisa* para remediação de DEET (dietil toluamida, usado como repelente), paracetamol, cafeína e triclosan. O experimento foi feito em escala de laboratório, por meio de reatores de 3 L operando em batelada e em fluxo contínuo, contendo esgoto sintético com concentrações iniciais de 25 µg/L dos PPCPs. Na operação em batelada, os autores encontraram remoções de 100% para paracetamol, cafeína e triclosan, e de 32,2% para DEET. Já na operação em fluxo contínuo, as remoções encontradas foram de 97,7% para paracetamol, 98% para cafeína, 100% para triclosan e 32,6% para DEET. Os autores concluíram também que o aumento da intensidade luminosa, da aeração, da concentração de *E. coli* e da densidade das plantas, melhoram a capacidade de remoção dos sistemas.

Gatidou et al. (2017) utilizaram um sistema de tratamento com *Lemna minor* para remoção de compostos de benzotriazol. O sistema era operado em batelada e em fluxo contínuo, alimentados com esgoto sanitário tratado por processo biológico. Em 36 dias de operação do sistema em batelada, a remoção dos compostos de benzotriazol foi total. Já no sistema em fluxo contínuo com um TDH de 8,3 dias, a remoção variou de 26% a 72%. Os autores calcularam a cinética de reação de 3 diferentes mecanismos de remoção: hidrólise, fotodegradação e absorção de plantas, e concluíram que o último foi o principal mecanismo responsável pela remoção.

Muitos estudos (IATROU et al. 2017; UYSAL, 2013; GUO et al. 2017) conseguiram remoções satisfatórias dos PPCPs com sistemas de tratamento com lemnas. Porém um dos principais problemas que surgem é a capacidade que as plantas possuem em acumular esses compostos em sua biomassa, o que tornaria o reaproveitamento da mesma adequado apenas para destinos ou processos em que elas não contribuiriam ainda mais para o ciclo e o destino dessas substâncias.

2.3.1. Contribuição para remediação de PPCPs com o uso de lemnas

A seguir serão apresentadas algumas pesquisas desenvolvidas pelo nosso grupo para remoção de PPCPs com o uso de lemnas, em especial, utilizamos as da espécies *Landoltia punctata* e *Lemna minor*.

Novamente, os trabalhos foram realizados com esgoto sanitário real nos tanques de tratamento mostrados nas Figuras 5, 6 e 7, colocados em área externa do laboratório, estando sujeitos às mais diversas variações (temperatura e umidade do ar, insolação, precipitação, insetos), sem nenhuma condição controlada.

Em nossas pesquisas, estudamos a remoção dos seguintes PPCPs presentes no esgoto sanitário de Ilha Solteira: diclofenaco (DIC), naproxeno (NAP), metilparabeno (MePB), propilparabeno (PrPB), estriol (E3) e 17 α -etinilestradiol (EE2).

Anjos et al. (2018) avaliaram a eficiência de remoção de DIC, NAP MePB e PrPB por duas espécies diferentes de lemnas, quais sejam, *Landoltia punctata* e *Lemna minor*, em um tempo de detenção de 21 dias. Utilizou-se a cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC) para identificação e quantificação dos PPCPs. O esgoto sanitário de Ilha Solteira, após passar pelo tratamento nas lagoas de estabilização, continha 19 $\mu\text{g/L}$ de DIC, 53,49 $\mu\text{g/L}$ de NAP, 157,44 $\mu\text{g/L}$ de MePB e 148,75 $\mu\text{g/L}$ de PrPB.

O sistema com *Landoltia punctata* alcançou as seguintes eficiências de remoção: 82,61% para o DIC, 42,73% para o NAP, 90,87% para o MePB e 73,73% para o PrPB. Já o sistema com *Lemna minor* alcançou as seguintes eficiências de remoção: 96,7% para o DIC, 49,29% para o NAP, 90,61% para o MePB e 90,60% para o PrPB.

A correlação de Pearson indicou que ambas as espécies de plantas possuem capacidade de remover os compostos, porém a *Landoltia punctata* apresentou melhor desempenho para remoção do MePB. A *Lemna minor* apresentou melhor desempenho para remoção de PrPB, DIC, e NAP.

Neste caso, entra novamente a questão do uso de uma combinação de diferentes espécies de lemnas, discutido anteriormente, sendo esperado que a combinação auxilie no potencial de remediação para diferentes contaminantes.

As coletas das amostras e análises foram feitas em dois períodos diferentes do dia, logo no início da manhã e ao final da tarde. Isto para observar se o fotoperíodo e uma maior exposição à radiação solar poderia influenciar no resultado. Considerou-se que ao final da tarde o sistema esteve exposto por um tempo maior à luz solar.

Pela análise dos componentes principais, o início da manhã foi o melhor período para a atuação da *Lemna minor* na remoção do NAP e para a *Landoltia punctata* na remoção do DIC.

Para os parabenos, *Landoltia punctata* apresentou uma forte correlação para o MePP indistintamente dos períodos com ausência ou presença de luz. O PrPP foi melhor removido pela *Lemna minor* da mesma forma, independente do fotoperíodo.

Uma provável explicação para a melhor eficiência de remoção de NAP e DIC no período da manhã estaria na grande atuação de bactérias (*Pseudomonas sp.*) que constituem o biofilme das raízes destas macrófitas. Essas bactérias seriam predominantes durante o início da manhã (ausência de luz) em relação ao final da tarde (presença de luz).

Andreozzi, Raffaele e Nicklas (2003) declaram que alguns PPCPs, como o DIC, quando expostos à fotólise, são degradados. Porém, as lemnas formam um tapete que impede a penetração da luz solar. Diante deste cenário é possível induzir que existem processos de remoção por fitorremediação (GARCIA-RODRÍGUEZ et al., 2014) e por processos de oxidação (IKEHATA et al., 2006).

Zanetoni Filho (2019) analisou a remoção dos hormônios estriol (E3) e 17 α -etinilestradiol (EE2) do esgoto sanitário de Ilha Solteira pelos dois sistemas de

tratamento com lemnas (Figuras 5, 6 e 7), sendo que ambos os tanques funcionaram com a espécie *Landoltia punctata*, com uma lâmina d'água de 0,60 m e TDH de 7 dias. A diferença entre os tanques foi que um funcionava com recirculação de lodo de fundo e o outro, sem. Também foi avaliada a capacidade de assimilação desses compostos pela biomassa das lemnas.

E3 e EE2 são amplamente utilizados na medicina em métodos contraceptivos e em terapias de reposição hormonal (PARDINI, 2014; CÂMARA, 2016). São excretados pela urina e fezes, apresentam alto potencial de impacto ambiental, podendo causar diversos efeitos nos organismos, principalmente no ambiente aquático e terrestre (HU et al. 2017; SMOLARZ et al. 2017).

Aquino, Brandt e Chernicaró (2013) reportam que os processos mais comuns de remoção desses hormônios do esgoto sanitário são: a sorção, degradação biológica e alguns processos químicos, como hidrólise, fotodegradação e volatilização. No caso de experimentos que envolvam cultivo de algas ou macrófitas, esses compostos ainda podem ser assimilados na biomassa desses organismos (CHENG et al. 2019; MARKOU et al. 2018).

As concentrações de E3 quantificadas no esgoto sanitário de Ilha Solteira variaram de 82,85 µg/L a 114,21 µg/L para o afluente ao tanque com recirculação, e de 137,42 µg/L a 179,10 µg/L para o afluente ao tanque sem recirculação. Ressalta-se que os esgotos afluentes aos tanques com lemnas são esgotos já tratados pelas lagoas de estabilização da ETE de Ilha Solteira.

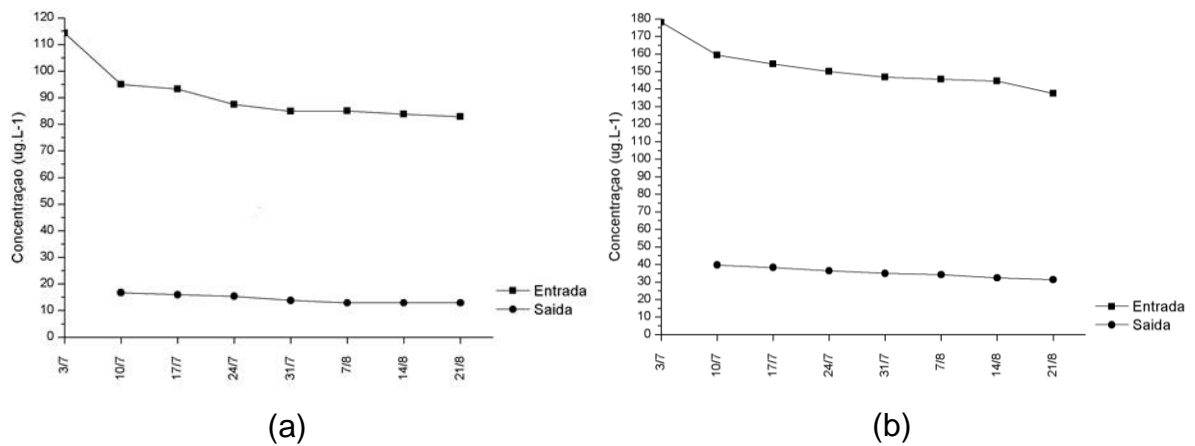
Os valores encontrados estão muito acima das quantidades previstas por Dotan, Tal e Arnon (2017) em um estudo de revisão, no qual foram avaliadas concentrações de E3 em esgoto bruto. Os valores encontrados por eles variaram de 22 ng/L a 388 ng/L.

O valor da concentração de E3 no esgoto bruto de Ilha Solteira já foi reportado por Tenália (2014) como sendo, em média, 911,75 µg/L.

Uma possível explicação para as concentrações altas registradas de E3 no esgoto sanitário de Ilha Solteira é a utilização de tratamentos de reposição hormonal a base de estrógenos. Segundo o Censo Demográfico realizado em 2010 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2019), a população feminina na cidade de Ilha Solteira é de 12870 habitantes (51% do total da população), e cerca de 22,18% é representada por mulheres acima de 40 anos de idade.

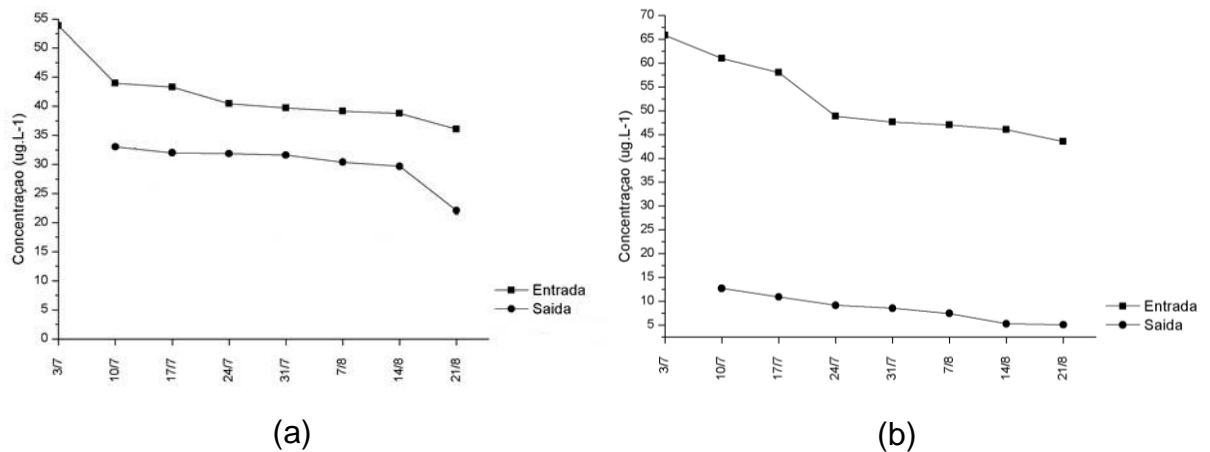
Os gráficos mostrados na Figura 9 apresentam os resultados da remediação do E3 para o tanque com recirculação do lodo (a) e para o tanque sem recirculação (b). O eixo da abscissa representa as datas das coletas, durante o ano de 2018. Já a Figura 10 apresenta os gráficos da remediação de EE2 para os dois tanques.

Figura 9 - Concentrações de estriol (E3) afluyente e efluyente aos tanques de *Landoltia punctata* com recirculação (a) e sem recirculação (b) do lodo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Figura 10 - Concentrações de 17 α -etinilestradiol (EE2) afluyente e efluyente aos tanques de *Landoltia punctata* com recirculação (a) e sem recirculação (b) do lodo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Comparando as Figuras 9 (a) e 10 (a), pode-se observar que o tanque com recirculação apresentou uma capacidade inferior de remoção do EE2, do que aquela observada para o E3. Segundo Aris, Shamsuddin e Praveena (2014), o EE2 é um dos estrógenos sintéticos mais comuns utilizados por humanos, na pecuária e na

aquicultura. Apresenta forte resistência aos processos de degradação biológica e tendência a se acumular nos sedimentos e na biota.

Pelas Figuras 10 (a) e 10 (b), observa-se que, apesar das concentrações de EE2 na entrada dos dois tanques serem semelhantes, as concentrações na saída foram muito menores para o tanque sem recirculação, mostrando que para a remoção do EE2, o sistema com recirculação não foi benéfico.

O sistema com recirculação propicia uma condição onde as partículas sedimentadas entram em suspensão novamente. Esta condição pode propiciar uma melhor disponibilidade de nutrientes, favorecendo a atividade biológica. O fato das concentrações de EE2 efluentes ao tanque sem recirculação serem menores pode indicar resistência à degradação biológica do hormônio, desta forma, as principais formas de remoção do composto no meio podem ter sido por sedimentação ou assimilação pelas plantas.

A Tabela 2 mostra as concentrações médias dos hormônios e as eficiências de remoção para os tanques com e sem recirculação do lodo de fundo, além da análise estatística para verificação de diferenças significativas.

Os dados da tabela permitem observar que as diferenças obtidas nas eficiências médias de remoção dos hormônios foram todas significativas.

O tanque com recirculação do efluente apresentou maior eficiência de remoção do E3 e baixa eficiência de remoção do EE2 quando comparado ao tanque sem recirculação.

Tabela 2 - Remoção do estriol (E3) e do 17 α -etinilestradiol (EE2) nos Tanques com Lemnas

		Entrada ($\mu\text{g/L}$)	Saída ($\mu\text{g/L}$)	Remoção (%)
Tanque com Recirculação	E3	90,78 \pm 10,45	14,35 \pm 1,63	83,63 \pm 1,05 ^a
	EE2	41,90 \pm 5,44	30,09 \pm 3,70	25,30 \pm 6,21 ^a
Tanque sem Recirculação	E3	152 \pm 12,41	35,28 \pm 3,04	76,24 \pm 0,98 ^b
	EE2	52,23 \pm 8,18	8,46 \pm 2,80	83,50 \pm 3,66 ^b

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Comparando as remoções do E3 nos dois tanques, apesar de serem razoáveis, elas possuem diferenças significativas. O sistema com recirculação pode ter influenciado na remoção. Considerando que o E3 é um hormônio mais suscetível à degradação biológica, o fato da recirculação suspender e melhorar a disponibilidade de nutrientes no meio pode explicar a maior eficiência de remoção do E3 no tanque com recirculação.

O EE2 teve uma eficiência de remoção muito superior no tanque sem recirculação. Isto pode indicar uma certa resistência à degradação biológica do hormônio, conforme relatado por Aris, Shamsuddin e Praveena (2014). Este fato sugere que os possíveis mecanismos de remoção do EE2 possam ter sido a sedimentação do mesmo ou a fitorremediação.

Fang et al. (2019) avaliaram seis ETEs localizadas na Malásia e suas eficiências de remoção de EE2. As concentrações médias de EE2 afluentes variaram de 0,2 ng/L a 4,9 ng/L. As ETEs eram compostas por sistemas de lodo ativado seguidos de algum outro processo, como tanque de aeração, e recebiam esgoto sanitário e hospitalar. As eficiências de remoção de EE2 variaram de 28,30% a 99,30%, valores semelhantes aos encontrados em nossas pesquisas, nas quais foram utilizados processos simples de tratamento.

Um trabalho de monitoramento do afluente e efluente de 14 ETEs na China realizado por Ben et al. (2018) mostrou que, para o E3, a eficiência média de remoção ficou em torno de 98%. As formas de tratamento das ETEs analisadas variavam desde sistemas de lodo ativado a reatores de leito móvel com biofilme. Pode-se observar que para o E3, os tanques com lemnas atingiram eficiências de remoção próximas.

As pesquisas com lemnas têm mostrado a eficácia da planta em remediar águas contaminadas com PPCPs. Mas é necessário também se conhecer o transporte e o destino dos contaminantes no tecido das plantas. Para tanto, Zanetoni Filho (2019) ajustou um modelo para equacionar a absorção do composto pela biomassa da planta em função do tempo de exposição, a concentração máxima encontrada na biomassa, e a taxa de bioacumulação.

Pela técnica de cromatografia líquida de alta eficiência, foram quantificadas as concentrações de E3 e EE2 na biomassa das lemnas, que estão descritas na Tabela 3. O tempo de cultivo significa o número de dias em que as lemnas estiveram dentro dos tanques expostas ao esgoto com os contaminantes. Após cada período, elas foram colhidas e sua biomassa analisada.

Pelos dados da Tabela 3, é possível observar que os valores de concentração dos hormônios na biomassa das plantas não foram estatisticamente significativos para os tanque com e sem recirculação do lodo. Apesar do sistema apresentar eficiências de remoção diferentes, a assimilação do hormônio pelas plantas foi semelhante em ambos os tanques. Isto pode indicar que a sedimentação tenha sido o principal mecanismo de remoção do EE2 no tanque sem recirculação, já que esse tanque tinha apresentado uma maior eficiência de remoção desse composto. Aris, Shamsuddin e Praveena (2014) relatam que o EE2 é um hormônio suscetível à sedimentação nos processos de tratamento.

Tabela 3 - Concentrações de E3 e EE2 na Biomassa das lemnas

Cultivo (dias)		6	12	18	24
Tanque com recirculação	E3 (µg/g)	1,525 ±	1,068 ±	0,779 ±	0,534 ±
		0,198 ^a	0,350 ^a	0,045 ^a	0,116 ^a
	EE2 (µg/g)	2,273 ±	2,059 ±	0,793 ±	1,524 ±
		0,223 ^a	0,825 ^a	0,090 ^a	0,538 ^a
Tanque sem recirculação	E3 (µg/g)	1,336 ±	0,908 ±	0,890 ±	0,700 ±
		0,269 ^a	0,230 ^a	0,214 ^a	0,305 ^a
	EE2 (µg/g)	2,368 ±	1,612 ±	1,016 ±	1,334 ±
		0,119 ^a	0,387 ^a	0,158 ^a	0,148 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetros indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Os dados da Tabela 3 foram utilizados para a construção do modelo de absorção e dissipação, utilizado por Geng et al. 2018 e descrito nas Equações 1, 2 e 3.

$$C_t = \frac{K_\alpha \cdot C_0}{\beta - \alpha} (e^{-\alpha \cdot t} - e^{-\beta \cdot t}) \quad (1)$$

Sendo que:

C_t : concentração (µg/g) do composto em um determinado tempo de exposição t (dias).

K_α (dia⁻¹): constante de absorção do composto pelas lemnas.

C_0 : concentração inicial (µg/L) do composto no meio de cultivo.

α e β : constantes de dissipação (dia^{-1}), sendo $\beta > \alpha$.

A concentração máxima na biomassa ($C_{t_{\text{máx}}}$) e o tempo correspondente para alcançá-la ($t_{\text{máx}}$) foram calculados pelas Equações 2 e 3, que foram obtidas pela derivada primeira da Equação 1.

$$t_{\text{máx}} = \frac{\ln \beta - \ln \alpha}{\beta - \alpha} \quad (2)$$

$$C_{t_{\text{máx}}} = \frac{K_{\alpha} \cdot C_0}{\beta - \alpha} (e^{-\alpha \cdot t_{\text{máx}}} - e^{-\beta \cdot t_{\text{máx}}}) \quad (3)$$

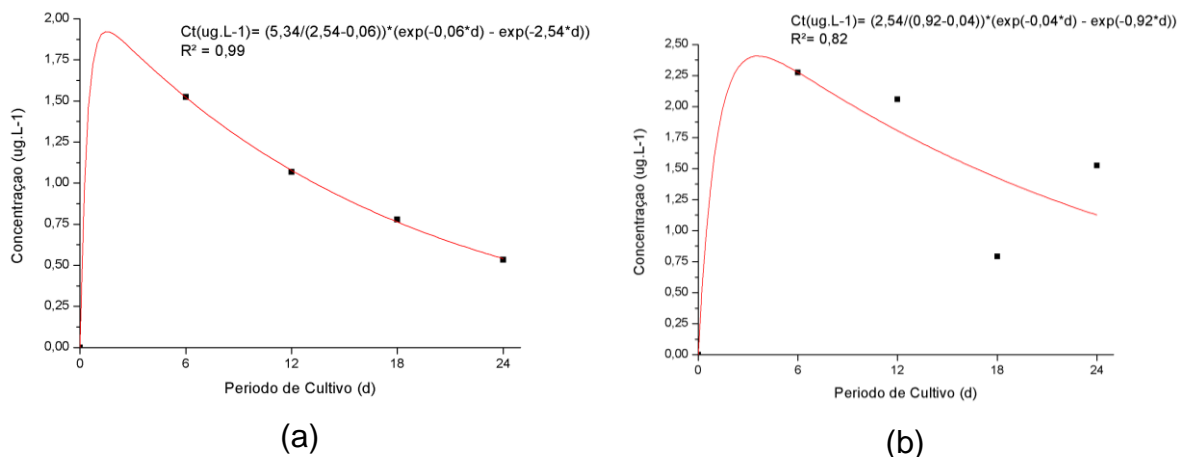
A taxa de bioacumulação (BIOAC) foi calculada de acordo com a Equação 4.

$$\text{BIOAC} = \frac{C_d}{C_s} \quad (4)$$

C_d é a concentração do composto na biomassa das lemnas ($\mu\text{g}/\text{Kg}$) e C_s é a concentração inicial no meio de cultivo ($\mu\text{g}/\text{L}$).

Para o tanque com recirculação do lodo de fundo, os modelos de absorção são mostrados na Figura 11 (a) para o E3 e na Figura 11 (b) para o EE2. Para o E3, o ajuste do modelo trouxe valores de $R^2 = 0,99$ e $t_{\text{máx}} = 1,53$ dias e $C_{t_{\text{máx}}} = 1,93 \mu\text{g}/\text{g}$. Para o EE2, o ajuste do modelo trouxe valores de $R^2 = 0,822$ e $t_{\text{máx}} = 3,56$ dias e $C_{t_{\text{máx}}} = 2,41 \mu\text{g}/\text{g}$.

Figura 11 – Concentração de E3 (a) e EE2 (b) na biomassa das lemnas no tanque com recirculação do lodo de fundo

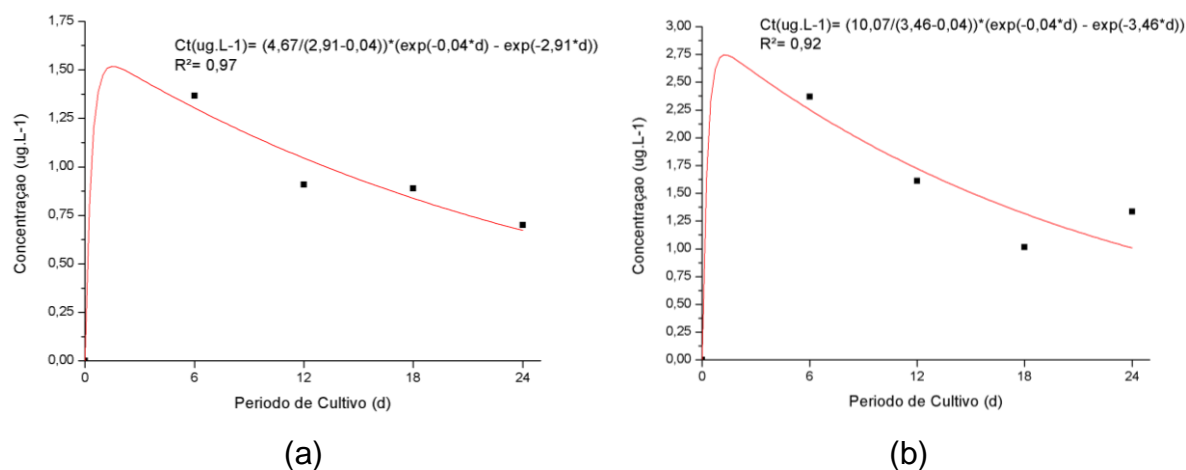


Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Para o tanque sem recirculação do lodo de fundo, os modelos de absorção são mostrados na Figura 12 (a) para o E3 e na Figura 12 (b) para o EE2. Para o E3, o ajuste do modelo trouxe valores de $R^2 = 0,97$ e $t_{\text{máx}} = 1,52$ dias e $C_{t_{\text{máx}}} = 1,52 \mu\text{g}/\text{g}$. Para

o EE2, o ajuste do modelo trouxe valores de $R^2 = 0,92$ e $t_{\text{máx.}} = 1,27$ dias e $C_{t_{\text{máx.}}} = 2,75$ $\mu\text{g/g}$.

Figura 12 - Concentração de E3 (a) e EE2 (b) na biomassa das lemnas no tanque sem recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Geng et al. (2018) utilizaram concentrações de 10, 50 e 250 $\mu\text{g/L}$ de quínestrol, em meio Steinberg, para cultivo de *Spirodela Polyrhiza*. Houve diminuição da produção de biomassa da planta em todas as concentrações testadas. Os autores observaram que a degradação do quínestrol foi menor que 2% no meio de cultivo e nenhuma quantidade de EE2 foi detectada nos meios controles. Nas análises da biomassa das plantas, foi observado a presença do EE2. Este fato sugere que houve biotransformação do quínestrol em EE2, durante o experimento.

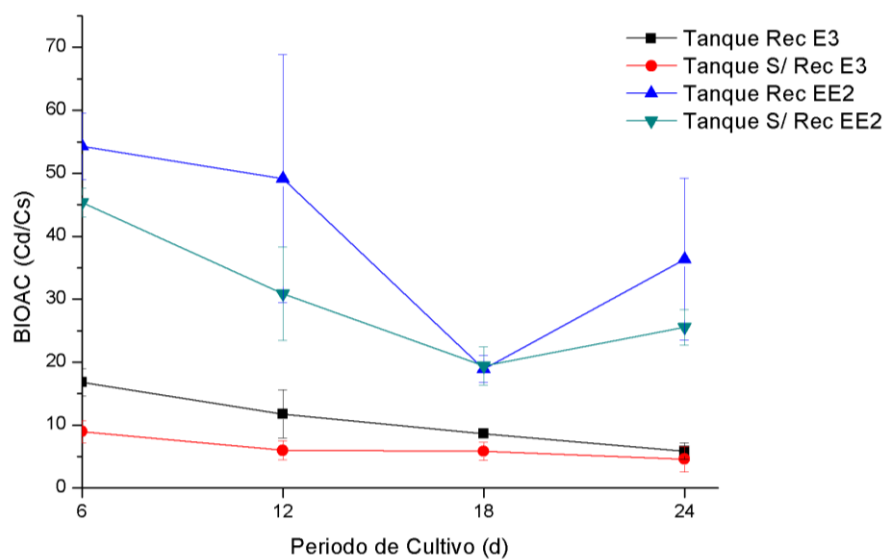
Geng et al. (2018) também registraram que para as lemnas expostas às concentrações de 50 $\mu\text{g/L}$ de quínestrol, as quantidades de EE2 presentes na biomassa variaram de 1,50 a 0,70 $\mu\text{g/g}$, durante 7 dias de cultivo. Em nossa pesquisa, o valor de EE2 médio na entrada do tanque com recirculação do efluente foi de 41,90 $\mu\text{g/L}$. Para esta concentração, os valores de EE2 na biomassa da *Landoltia punctata* variaram de 1,52 a 2,27 $\mu\text{g/g}$. Estes maiores valores podem ser justificados pelo fato de que, enquanto em nosso estudo toda concentração era referente ao EE2, no estudo de Geng et al. (2018), o EE2 veio do processo de biotransformação do quínestrol.

Amy-Sagers, Reinhardt e Larson (2017) observaram inibição do crescimento e da reprodução de lemnas da espécie *Lemna minor* quando exposta em meio com presença de fluoxetina.

Estes fatores destacados por Geng et al. (2018) e por Amy-Sagers et al (2017) podem indicar que a presença de alguns PPCPs podem prejudicar a produção da biomassa, sendo necessário, portanto, pesquisas para averiguar essa suposição.

As taxas de bioacumulação de E3 e EE2 na biomassa das lemnas para diferentes tempos de cultivo são mostradas na Figura 13.

Figura 13 - Taxas de bioacumulação de E3 e EE2 na biomassa da *Landoltia punctata* em diferentes tempos de cultivo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Pelo gráfico da Figura 13 observa-se que as maiores taxas de bioacumulação foram para o EE2, isto pode indicar que a assimilação do hormônio pela planta e a sedimentação do mesmo podem ter sido os principais mecanismos de remoção. Para o E3, os valores registrados de concentração na biomassa da planta e os picos de concentração máxima fornecidos pelo ajuste do modelo proposto foram menores do que os encontrados para o EE2. Entretanto, ambos os tanques apresentaram eficiências consideráveis de remoção do hormônio E3. Isto pode indicar que além da assimilação pela biomassa das plantas, esse hormônio apresenta maior facilidade de degradação biológica do que o EE2.

2.3.2. Perspectivas futuras para a remediação de PPCPs esgoto com o uso de lemnas

O conhecimento do potencial de remoção dos PPCPs pelas lemnas é fundamental para se avaliar a aplicação das plantas para remediação de uma grande diversidade de compostos químicos produzidos pela indústria e utilizados pelo homem.

Há muito o que se conhecer sobre a remoção de PPCPs pelas lemnas, como o nível de remoção em diferentes zonas geográficas, com diferentes condições climatológicas, e outros fatores que podem prejudicar ou melhorar o desempenho das plantas no processo de remoção.

É necessário também estudar a presença de sub-produtos do metabolismo ou da degradação por microrganismos, além de avaliar a interação dos microrganismos no meio e sua atuação junto com as plantas. Os microrganismos necessariamente tem um papel de simbiose com as plantas? E para quais contaminantes?

Alguns PPCPs podem inibir o crescimento e a reprodução das plantas? Amy-Sagers, Reinhardt e Larson (2017) observaram essa inibição no crescimento e nas funções reprodutivas da *Lemna minor* quando usada para remediação de fluoxetina. E os demais? Causam o mesmo efeito? Como isso interfere na eficiência do tratamento?

Outro avanço necessário é o entendimento da cinética de degradação em condições aeróbias e anaeróbias.

Por fim, as lemnas fazem parte de um grupo restrito de macrófitas aquáticas que tem sido extensivamente aplicado para a remediação de uma ampla gama de contaminantes presentes nas águas residuais e nas naturais.

As pesquisas com lemnas têm estabelecido a eficácia da planta para a remediação de poluentes orgânicos, metais, produtos químicos de uso agrícola, PPCPs e, em bem menor número na literatura, outras categorias de contaminantes, como resíduos radioativos (Sasmaz; Obek; Sasmaz, 2016; Vanhoudt et al. 2018),

3. PRODUÇÃO E COMPOSIÇÃO DA BIOMASSA DE LEMNAS

A conversão de nutrientes presentes no esgoto em uma valiosa biomassa vegetal tem atraído a atenção de muitos pesquisadores não só porque reduz a poluição dos corpos-d'água, principalmente no que diz respeito à eutrofização, mas também porque é uma maneira lucrativa de reciclar nutrientes após a colheita da biomassa (XU; SHEN, 2011).

Para a biomassa vegetal desempenhar um papel significativo em suas várias utilizações, é necessário um aumento significativo da produção da planta (CHENG; STOMP, 2009).

A taxa de produção de biomassa varia com a espécie e as condições de cultivo, sendo que os parâmetros de controle mais utilizados são: densidade superficial inicial, meio de cultivo, fotoperíodo e frequência de colheita (IATROU; STASINAKIS; ALOUPI, 2015; YIN et al., 2015).

A quantidade ideal de biomassa para o povoamento de lagoas de tratamento deve proporcionar o total recobrimento da superfície. Conhecida como densidade superficial inicial, a quantidade de 400 g/m², em massa fresca, é recomendada por Bejarano (2005). Zhao, Y. et al. (2014b) indicam valores, em massa fresca, entre 250 g/m², 350 g/m² e 450 g/m². Valores de densidade superficial inicial próximos aos descritos são os mais comuns encontrados na literatura. O não preenchimento total da superfície faz com que a luz solar consiga penetrar e, conseqüentemente, traz o aparecimento de algas, concorrentes naturais das lemnas por nutrientes.

A quantidade e a frequência de colheita das lemnas desempenham um papel importante na eficácia do tratamento e no valor nutricional das plantas. Colheitas regulares asseguram que os nutrientes ou as toxinas sejam permanentemente removidos do sistema. Devido às plantas mais jovens apresentarem um melhor perfil de nutrientes e taxas de crescimento mais elevadas do que as plantas mais velhas, a colheita regular é importante para manter uma cultura saudável e produtiva. A permanente densidade superficial no cultivo, que implica na maior produtividade das lemnas, irá determinar as frequências das colheitas. É importante destacar ainda que em uma situação de alta densidade superficial de lemnas, com sobreposição uma das outras, as plantas da parte inferior ficam sem luz e gás carbônico e as lemnas da parte superior ficam sem nutrientes (SKILLICORN; SPIRA; JOURNEY, 1993; IQBAL, 1999).

Para quantificar a produção de biomassa das lemnas é usual na literatura utilizar os parâmetros Taxa de Crescimento Relativo (TCR), em Matéria Seca, e Taxa de Crescimento Específico (TCE), em Matéria Úmida, conforme analisado por Verma e Suthar (2015).

A TCR, g/m²/dia, é calculada de acordo com a Equação 5.

$$TCR = \frac{MS}{N \cdot A} \quad (5)$$

Sendo:

MS: ganho de massa em matéria seca no período de cultivo (g).

N: número de dias de cultivo (dia).

A: área superficial da seção de cultivo (m²).

A Taxa de Crescimento Específico (dia⁻¹) é calculada segundo Equação 6.

$$TCE = \frac{MF}{N \cdot D \cdot A} \quad (6)$$

Sendo:

MF: ganho de massa em matéria fresca no período de cultivo (g).

D: densidade superficial inicial (g/m²).

N: número de dias de cultivo (dia).

A: área superficial da seção de cultivo (m²).

Alguns valores de produção de biomassa de lemnas, cultivadas em águas residuais, encontrados na literatura, serão descritos a seguir. Será feito um breve relato das condições de cultivo, pois os parâmetros temperatura, intensidade da luz solar, concentrações de nitrogênio e fósforo afetam significativamente a produção de biomassa (LI et al., 2016)

Xu et al. (2011) usaram *Spirodela polyrhisa* para pós-tratamento de efluente de suinocultura, anteriormente tratado pelo processo de digestão anaeróbia. As características do esgoto para remediação com as lemnas eram: 290 mg/L de N-NH₄⁺, 5,47 mg/L de N-NO₃⁻, 4,70 mg/L de N-NO₂⁻, 12,1 mg/L de PT. A máxima intensidade média da luz solar registrada ao longo do experimento foi de 2,89 mmol/m²/s e a temperatura da água variou de 20 °C a 30°C. Com a colheita feita a cada 3 dias, ao final de 4 semanas de duração do experimento, a TCR alcançada foi de 12,4 g/m²/dia.

Ge et al. (2012) cultivaram lemnas da espécie *Lemna minor* em efluente de suinocultura diluído, com as seguintes características: 56,1 mg/L de N-NH₄⁺, 0,8 mg/L de N-NO₃⁻, 16,3 mg/L PO₄⁻³. O experimento foi mantido para um TDH de 18 dias e, nesse período, o fotoperíodo era controlado por um tempo de 12 horas diárias e

temperatura ambiente constante de 23°C. Com a colheita feita a cada 3 dias, a máxima TCR encontrada foi de 3,5 g/m²/dia ocorrida entre o 6º e o 15º dia do experimento.

As altas taxas de crescimento despertam o interesse na produção de biomassa de lemnas e é necessário, portanto, estudar a composição química e nutricional das plantas para identificar suas possíveis aplicações.

A capacidade de crescer diretamente sobre os esgotos, não competindo pelo uso do solo com as culturas agrícolas e com a produção de alimentos, a relativa simplicidade de colheita, o baixo ou nenhum insumo necessário para a produção e a alta taxa de produção de biomassa fazem das lemnas matérias-primas ideais para diversos tipos de finalidades, dentre elas, alimentação animal e produção de biocombustíveis (ZHAO et al., 2012). A utilização que se dará à biomassa dependerá da sua composição.

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

As lemnas são compostas principalmente por proteínas, carboidratos, dentre eles o amido, fibras, lipídeos, aminoácidos e minerais. O teor de cada um deles varia de acordo com a espécie, as condições de crescimento e o meio de cultivo, e o estágio de desenvolvimento da planta (XU et al., 2012).

A literatura científica tem mostrado que o cultivo das lemnas em diferentes tipos de águas residuais resultou em grandes quantidades de produção de biomassa com alto teor de proteína bruta e amido, devido à sua capacidade de metabolizar a amônia diretamente da água, dependendo da frequência de colheita e da concentração de nutrientes do meio de cultivo (ZHANG et al, 2014; MATOS et al., 2014).

O teor de proteínas em algumas espécies de lemnas variam entre 15% e 45% em matéria seca, dependendo das condições de cultivo (XU et al., 2012). Adicionalmente, as frondes das lemnas são os órgãos dominantes para armazenamento de amido, porém alguns pesquisadores relatam que existe uma relação negativa entre a taxa de crescimento das plantas e a capacidade de acumular amido. Em condições de deficiência nutricional (baixas concentrações de nitrogênio e fósforo no meio de cultivo), as lemnas acumulam mais rapidamente o amido (GE et al., 2012). Sob esse quadro, estudos relatam que o teor de amido de lemnas cultivadas

em águas residuais variam entre 12,5% a 52,9% em matéria seca (XU et al, 2011; GE et al., 2012; XIAO et al., 2013; WANG et al., 2014).

Resultados interessantes foram obtidos por Li et al. (2016). Os pesquisadores estudaram o efeito da variação da temperatura, intensidade luminosa e concentração de nitrogênio e fósforo do meio de cultivo na produção e na composição, em termos de teores de proteína e amido, da biomassa de lemnas em monocultura ou policultura.

Lemnas da espécie *Landoltia punctata*, *Lemna aequinoctialis* e *Spirodela polyrhiza* foram cultivadas separadamente, em monocultura, e as três juntas, em policultura, por 12 dias e em condições controladas em solução nutriente Hoagland, com fotoperíodo 16 horas luz/ 8 horas escuro, cobertura inicial suficiente para cobrir 70% da área superficial do recipiente.

Mediram-se a TCE e a composição de proteína e amido, em % de matéria seca, para diferentes valores de temperatura (20°C, 25°C, 30°C), intensidade luminosa (30, 75, 105 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$) e concentração de nutrientes (35 mg N/L e 15 mg P/L, 3,5 mg N/L e 1,5 mg P/L, 0 mg N/L e 0 mg P/L).

A temperatura tem um impacto evidente na produção e na composição da biomassa. Os maiores valores da TCE e do teor de proteína foram encontrados para a temperatura de 25°C. *Landoltia punctata* alcançou uma TCE de 0,19 dia^{-1} e 31,91% de proteína. O aumento da temperatura era acompanhado de uma diminuição do teor de amido. O maior teor de amido encontrado na biomassa da *Landoltia punctata* foi de 15,34% para a temperatura de 20°C. Quando cultivadas em policultura, a variação da temperatura não causou mudanças significativas na produção de biomassa e no teor de amido, porém a policultura favoreceu o aumento do teor de proteína da biomassa, principalmente em temperaturas mais baixas. Isso sugere que, em regiões de temperaturas baixas, a produção de proteína é favorecida pela cultivo de várias espécies de lemnas, já em regiões de altas temperaturas, é preferível o cultivo de uma única espécie.

O aumento da intensidade luminosa também trouxe o aumento da TCE, da composição de amido e de proteína da biomassa das lemnas. Novamente, a policultura favoreceu apenas a composição de proteína.

Como esperado, as concentrações dos nutrientes disponíveis do meio de cultivo tem um importante papel no crescimento das lemnas. Quanto maior a concentração de nitrogênio e fósforo, maior a TCE e a composição de proteína da biomassa. Porém, a diminuição da concentração de nitrogênio e fósforo favoreceu o

aumento do teor de amido na biomassa. Na situação de maior concentração de nutrientes disponíveis, a *Landoltia punctata* apresentou um teor de amido de 13,40% em sua matéria seca. Já na situação de escassez nutricional, o teor de amido chegou a 32,82%. Com relação à policultura, ela beneficiou somente para o aumento na composição de amido.

Os resultados obtidos por Li et al. (2016) reforçam que a adaptação das lemnas é diferente para as diversas condições climatológicas e se deve ter em mente que finalidade se espera de sua biomassa: produção de proteína para alimentação animal ou produção de amido para matéria-prima de bio-combustíveis.

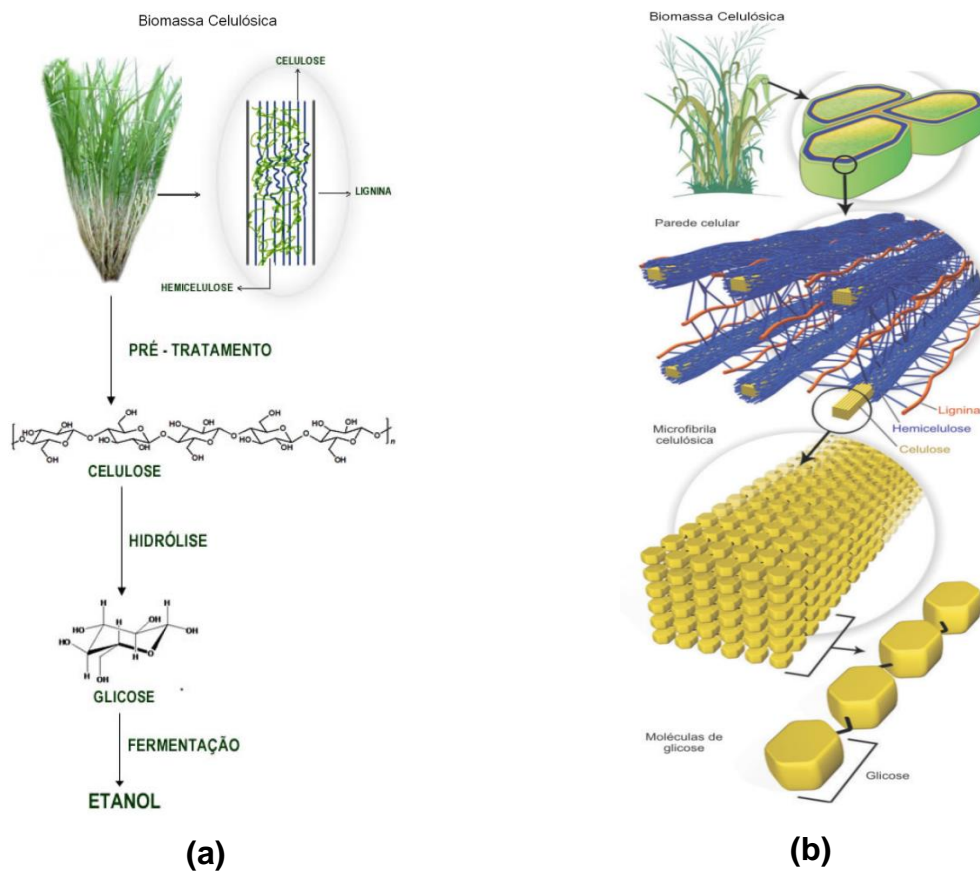
A composição da biomassa das lemnas foi o que chamou a atenção da sua viabilidade para produção de bio-etanol.

A hidrólise de biomassa celulósica com geração de glicose é uma das vias de produção do etanol. Esta glicose é posteriormente fermentada, produzindo o etanol, conhecido como etanol de segunda geração.

A tecnologia de conversão de biomassa em açúcares fermentáveis para a produção de etanol vem sendo considerada como uma alternativa promissora para atender à demanda mundial por combustíveis (SANTOS et al, 2012). O esquema apresentado na Figura 14 (a) representa o processo de produção do etanol a partir de biomassa celulósica. O desafio desse processo é “desestruturar” a parede celular liberando os polissacarídeos como fonte de açúcares fermentáveis (SANTOS et al, 2012).

Basicamente, a biomassa celulósica é composta de cadeias de celulose (polissacarídeo formado por moléculas de glicose) unidas entre si por ligações de hidrogênio. Essas longas fibras celulósicas são, por sua vez, recobertas por hemiceluloses (polissacarídeos ramificados formados principalmente por D-xilose com pequenas quantidades de L-arabinose, D-glicose, D-manose, D-galactose, ácido glucurônico e ácido manurônico) e ligninas, como representado na Figura 14 (b) (WYMAN et al, 2005 apud OGEDA, 2011).

Figura 14 - Representação esquemática da produção de etanol a partir de biomassa (a) e Estrutura da biomassa (b)



Fonte: SANTOS et al. (2012)

Pode-se dizer de uma maneira simples que a obtenção de etanol a partir de biomassa envolve duas etapas (OLSSON et al, 2005 apud OGEDA, 2011). A primeira etapa consiste na hidrólise dos polissacarídeos, gerando mono e dissacarídeos. A segunda etapa envolve a fermentação dos monos e dissacarídeos em etanol. A hidrólise de celulose gera glicose. Por outro lado, a hidrólise de ligninas e hemicelulose geram açúcares e subprodutos que muitas vezes inibem o processo de fermentação.

Os processos hidrolíticos não são triviais devido: (1) às complexas interações entre hemicelulose e celulose e entre estes polissacarídeos e ligninas; (2) à natureza cristalina da celulose, devido às ligações de hidrogênio; e (3) à barreira física formada por ligninas ao redor das fibras celulósicas (OGEDA, 2011). A presença de hemicelulose e lignina envolvendo as cadeias de celulose dificulta o acesso dos reagentes, prejudicando o desempenho da reação de hidrólise (SANTOS et al, 2012). Essas características fazem com que a celulose apresente uma estrutura

recalcitrante, difícil de ser desestruturada e convertida em monossacarídeos fermentáveis.

Por esta razão, a biomassa sofre um pré-tratamento para separar a lignina, reduzir a cristalinidade da celulose e hidrolisar a hemicelulose, separando o hidrolisado da celulose (OGEDA, 2011).

Efetivamente, devido à natureza recalcitrante da biomassa celulósica, a etapa de pré-tratamento consiste em uma das etapas operacionais mais relevantes em termos de custo direto, além de influenciar diretamente os custos das próximas etapas do processo (MOSIER et al, 2005; apud SANTOS et al, 2012). O pré-tratamento tem por finalidade alterar ou remover a lignina e a hemicelulose, aumentar a área superficial e diminuir o grau de polimerização e cristalinidade da celulose, o que acarreta num melhor rendimento da reação.

O interesse em utilizar a biomassa das lemnas para geração do bio-etanol foi despertado devido ao fato dessa biomassa não possuir as características recalcitrantes, uma vez que em sua composição há pouca quantidade de hemicelulose e nenhuma lignina. Desta forma, no processo de fabricação do bio-etanol, não há necessidade de pré-tratamento complexo (GE et al, 2012).

Além disso, o alto teor de amido presente na biomassa das lemnas é a chave para a produção de etanol. Tanto as frações de amido e de celulose, que compõem sua biomassa, podem ser hidrolisadas para geração de glicose e esta, posteriormente, ser fermentada para produzir etanol.

Cheng e Stomp (2009) afirmam que as lemnas podem produzir amido a uma taxa de aproximadamente 28 ton/ha/ano, quase 6 vezes maior do que a produção de amido a partir do milho, que gira em torno de 5 ton/ha/ano.

Xiao et al (2013) realizaram experimentos com diferentes espécies de lemnas (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna aequinoctialis* e *Landoltia punctata*). Dentre estas, a *Landoltia punctata* obteve o maior teor de amido em sua composição, de 52,9% em matéria seca, quando submetida à situação de escassez nutricional. Em contrapartida, quando se compara as taxas de absorção de nitrogênio e fósforo entre tais espécies, as maiores taxas de absorção não se referem à *Landoltia punctata*. Com a diminuição da taxa de crescimento quando a temperatura do ar também diminuiu, o teor de proteína e fósforo em todas as espécies diminuiu e o teor de amido aumentou gradualmente. Além disso, *Lemna aequinoctialis* sempre teve maiores teores de proteína e fósforo do que as outras. No entanto, esta espécie obteve teores de amido

inferiores. Sendo assim, uma elevada taxa de crescimento e um elevado teor de amido dificilmente poderia ser alcançado simultaneamente. Esses resultados mostram que há muito o que ser feito para alcançar ganhos simultâneos em elevados teores de amido e alta taxa de produção da biomassa, encontrando as condições ideais para que isso ocorra.

Ge et al (2012) identificaram em sua pesquisa que o ciclo de crescimento da *Lemna minor* gira em torno de 15 a 18 dias. Após esse período o crescimento e a sequente produção de biomassa se tornam estacionários. Há uma fase entre o 6º e o 15º dia em que o crescimento é rápido, ocorrendo em uma TCR de 3,5 g/m²/dia, em matéria seca. Neste período, o teor de amido da biomassa diminui, porém ele volta a crescer rapidamente durante a fase de crescimento estacionária.

Os pesquisadores encontraram na biomassa da *Lemna minor* os seguintes componentes (todos os valores estão relacionados à composição da matéria seca): 32,2% de proteínas; 10,3% de amido; 9,4% de celulose; 13,3% de ácidos urônicos (principal componente da pectina, formadora da parede celular). Em menores proporções, os autores encontraram monossacarídeos: D-xilose (2,7%), L-arabinose (2,1%), apiose (3,1%) e D-galactose (1,4%).

A baixa fração de D-xilose indica que essa biomassa contém pouca quantidade de hemicelulose. Esta característica, juntamente com o fato de não ter sido detectado lignina, fazem com que a *lemna* possua a característica de ser menos recalcitrante.

Finalmente, lipídios e cinzas representam, respectivamente, 8,7% e 17,7% da biomassa total. A grande porção de cinzas indica que a *lemna* possui uma excelente capacidade de recuperação de minerais e metais.

Avaliando a composição da biomassa e as reações de hidrólise e de fermentação, Ge et al (2012) concluíram que a *lemna* possui um grande potencial para fitorremediação e é uma promissora alternativa para produção de etanol. Os autores verificaram que as frações de amido e celulose que compõem a biomassa foram facilmente hidrolisadas por via enzimática (utilizando α -amilase e α -amiloglucosidase para hidrolisar a fração de amido, e celulase e Novozyme 188 para hidrolisar a fração de celulose), liberando a glicose sem necessidade de pré-tratamento termoquímico. Posteriormente, essa parcela hidrolisada apresentou alta eficiência no processo de fermentação para produção de etanol, no qual foi utilizada *Saccharomyces cerevisiae* como levedura.

Em 2009, os Estados Unidos produziram 40 bilhões de litros de etanol a partir do milho. Xu et al (2011) comentam que uma vez que o milho é uma importante fonte de alimento, sua conversão para fins de energia poderia entrar em conflito com sua finalidade para suprimentos de alimentos. Além do mais, a produção intensiva do milho pode causar poluição ambiental, devido ao grande uso de aditivos agrícolas, e erosão do solo.

Por esses motivos, Xu et al (2011) destacam que é necessário explorar novas fontes de biomassa para complementar as já utilizadas, fazendo com que a indústria do etanol se torne cada vez mais ambientalmente sustentável.

Xu et al (2011), para enriquecer o teor de amido da biomassa da *Spirodela polyrhiza* cultivada em efluente tratado de suinocultura, transferiram as lemnas para tanques com água limpa, sem presença de nutrientes, onde permaneceram por 10 dias. Ao final, verificaram que o teor de amido da biomassa era em torno de 30%. A hidrólise dessa porção de amido e posterior fermentação foram conduzidas em um reator CSTR, utilizando α -amilase e *Saccharomyces cerevisiae*. O rendimento global do processo de conversão foi de 94,7%, indicando que a lemna pode ser efetivamente utilizada para produção de etanol.

Extrapolando os dados obtidos na pesquisa, Xu et al (2011) ainda encontraram: produção de biomassa seca de $3,35 \cdot 10^4$ kg/ha/ano, resultando numa produção de amido de $9,42 \cdot 10^3$ kg/ha/ano e numa produção de etanol de $6,42 \cdot 10^3$ L/ha/ano, 50% maior que a obtida usando o milho.

Toyama et al. (2018) avaliaram o potencial de quatro espécies diferentes de lemnas (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*, *Lemna gibba* e *Landoltia punctata*) para a remoção de nitrogênio e como matéria prima de biocombustível. *Spirodela polyrhiza* mostrou a mais alta taxa de remoção de NT (2,0 a 10,8 mg/L/dia) e de produção de biomassa. Etanol e metano foram produzidos a partir da biomassa das lemnas. *Spirodela polyrhiza* e *Landoltia punctata* apresentaram os melhores níveis de produção de etanol (0,168 a 0,191 e 0,174 a 0,191 g de etanol / g de biomassa, respectivamente) e de metano do que as demais. Isto está relacionado aos seus maiores teores de carbono e de amido.

3.1. Contribuição para a determinação da produção e da composição da biomassa de *Landoltia punctata* em esgoto sanitário

Garcia (2015) utilizou uma densidade superficial inicial de 750 g/m² e realizou a colheita da *Landoltia punctata* em três frequências diferentes: 7, 14 e 21 dias. A maior TCR encontrada foi de 10,325 g/m²/dia, em massa seca, para 7 dias de cultivo.

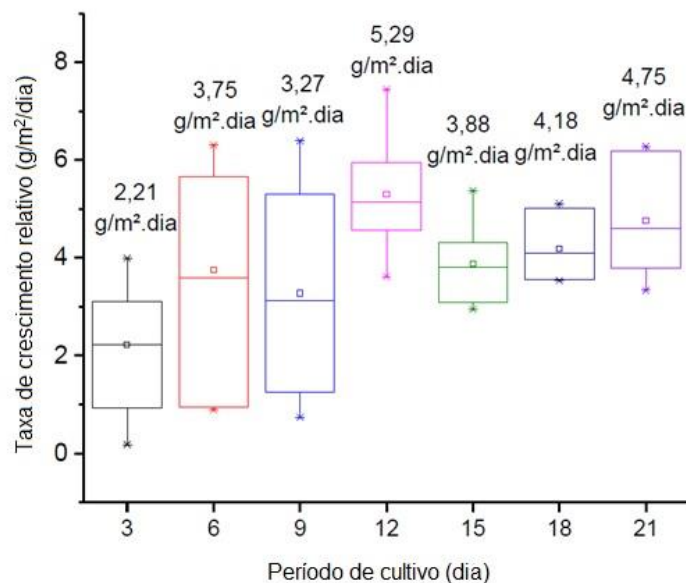
As colheitas realizadas a cada 7 dias apresentaram valores de TCR entre 3,6 e 10,3 g/m²/dia. Para as colheitas a cada 14 dias e a cada 21 dias, os valores de produção de biomassa tiveram maiores variações, indo de 3,0 a 8,4 g/m²/dia em 14 dias e de 2,3 a 5,9 g/m²/dia em 21 dias.

Observa-se que à medida em que se aumenta a frequência de colheita, diminui a produção de biomassa.

Smaniotto (2016) utilizou uma densidade superficial inicial de aproximadamente 350 g/m² e frequência de colheita de 3, 6, 9, 12, 15, 18 e 21 dias para avaliar a TCR da *Landoltia punctata* em seu sistema de tratamento. Ela avaliou também que a *Landoltia punctata* tem uma composição média de 92% de água e 8% de matéria seca.

Os valores de TCRs em função dos dias de cultivo são mostrados na Figura 14, que por sua vez apresenta o gráfico de box-plot dos dados obtidos.

Figura 14 – Produção de biomassa, em matéria seca, em função do período de cultivo, e valores médios das TCRs



Fonte: Smaniotto (2016)

Ao analisar a Figura 14 e observando os valores máximos, mínimos e os quartis dos box-plots, verifica-se que entre 12 e 21 dias, os valores das TCRs apresentaram menor variação, diferente do que ocorre entre 3 e 9 dias. É possível indicar que o maior valor médio da TCR encontrado foi no 12º dia de cultivo, sendo de 5,29 g/m²/dia.

Verma e Suthar (2015) indicaram que a taxa de produção de biomassa pode variar com a espécie da lemna utilizada, sendo de 3,50 g/m²/dia pra *Lemna minor*, chegando a 8,50 g/m²/dia para *Lemna gibba*.

Ge et al (2012) identificaram em sua pesquisa que o ciclo de crescimento da *Lemna minor*, cultivada em efluente de suinocultura, gira em torno de 15 a 18 dias. Após esse período o crescimento e a sequente produção de biomassa se tornam estacionários. Há uma fase entre o 6º e o 15º dia em que o crescimento é rápido, ocorrendo numa TCR de 3,5 g/m²/dia (em matéria seca).

Tomando a pesquisa de Ge et al (2012) como base, Smaniotto (2016) observou que os valores médios da TCR entre o 6º e o 15º dia foi de de 3,75 ± 0,83g/m²/dia. Entre o 6º e o 15º dia ocorre um ponto alto de crescimento no 12º dia de 5,29 ± 0,45 g/m²/dia. Após, ocorre um decréscimo na produção, o que pode ser explicado devido ao aumento da densidade superficial das plnatas, ocorrendo a competição por espaço e consequente morte das plantas.

Outra constatação importante feita por Smaniotto (2016) foi que durante a sua pesquisa, as maiores temperaturas do ar registradas se encontraram na faixa de 30,8º a 31,4ºC. Já as menores temperaturas do ar registradas durante o experimento estiveram entre 12,3º a 14,4ºC. Durante o período de maiores temperaturas, foram encontradas as maiores taxas de crescimento das lemnas, que variaram de 54,1 a 66,4 g/m²/dia, em matéria fresca. Durante o período em que ocorreram as menores temperaturas, houve um menor crescimento das lemnas, com a taxa de crescimento variando de 5,3 a 6,6 g/m²/dia, em matéria fresca.

Além do cálculo da TCR para avaliar a produção de biomassa da *Landoltia punctata*, Zanetoni Filho (2019) ajustou os dados a um modelo de crescimento logístico para descrição do crescimento das lemnas, da mesma forma que realizado por Yin et al. (2015), segundo a Equação 7.

$$B_t = \frac{B_f}{1 + \frac{B_f - B_0}{B_0} \cdot e^{-\frac{4 \cdot \mu_{\max} \cdot t}{B_f}}} \quad (8)$$

Sendo:

B₀: peso seco na fase inicial (g)

B_f : peso seco na fase estacionária (g)

t: tempo (dias)

$\mu_{\text{máx}}$: taxa máxima de crescimento (g/dia)

B_t : biomassa (g), em matéria seca, produzida em um determinado tempo t.

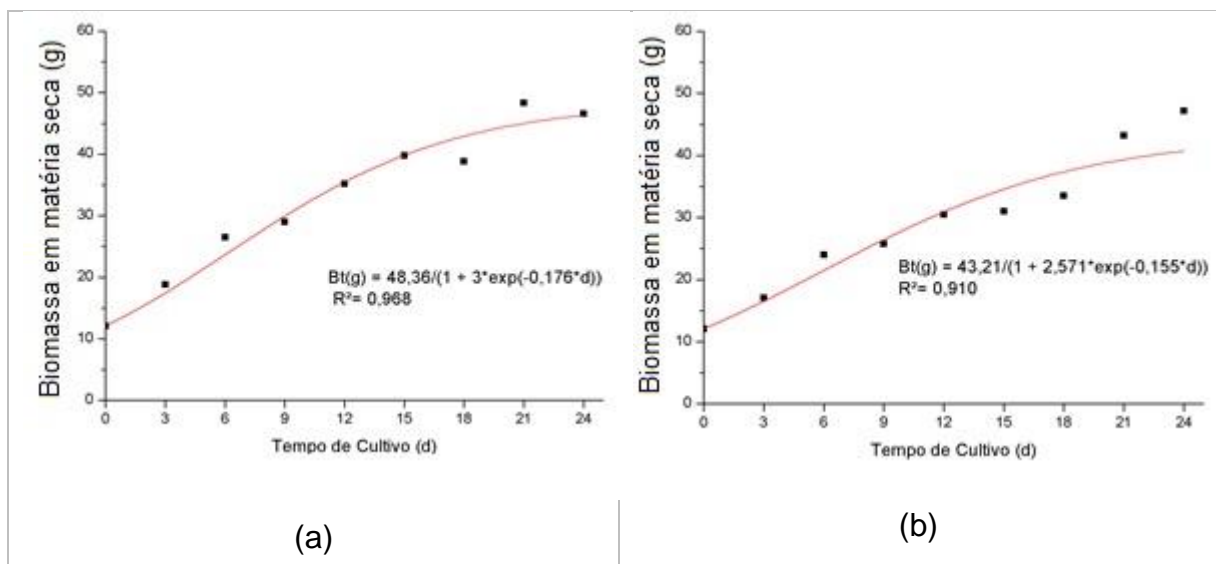
Zanetoni Filho (2019) utilizou uma densidade superficial inicial de 350 g/m² e frequência de colheita de 3, 6, 9, 12, 15, 18, 21 e 24 dias.

A Figura 15 mostra a curva de crescimento da biomassa no tanque com recirculação do lodo de fundo (a) e no tanque sem recirculação (b).

Para o tanque com recirculação, os seguintes valores foram obtidos com o ajuste do modelo: a taxa máxima de crescimento foi de $\mu_{\text{máx}} = 2,13$ g/dia, com um $R^2 = 0,97$, o maior valor de biomassa produzida foi de 48,36 g, em matéria seca, para o período de 21 dias de cultivo.

Para o tanque sem recirculação, os seguintes valores foram obtidos com o ajuste do modelo: a taxa máxima de crescimento foi de $\mu_{\text{máx}} = 1,67$ g/dia, com um $R^2 = 0,91$, o maior valor de biomassa produzida foi de 47,17 g, em matéria seca, para o período de 24 dias de cultivo.

Figura 15 – Curva de crescimento da biomassa de *Landoltia punctata* no tanque com (a) e sem (b) recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

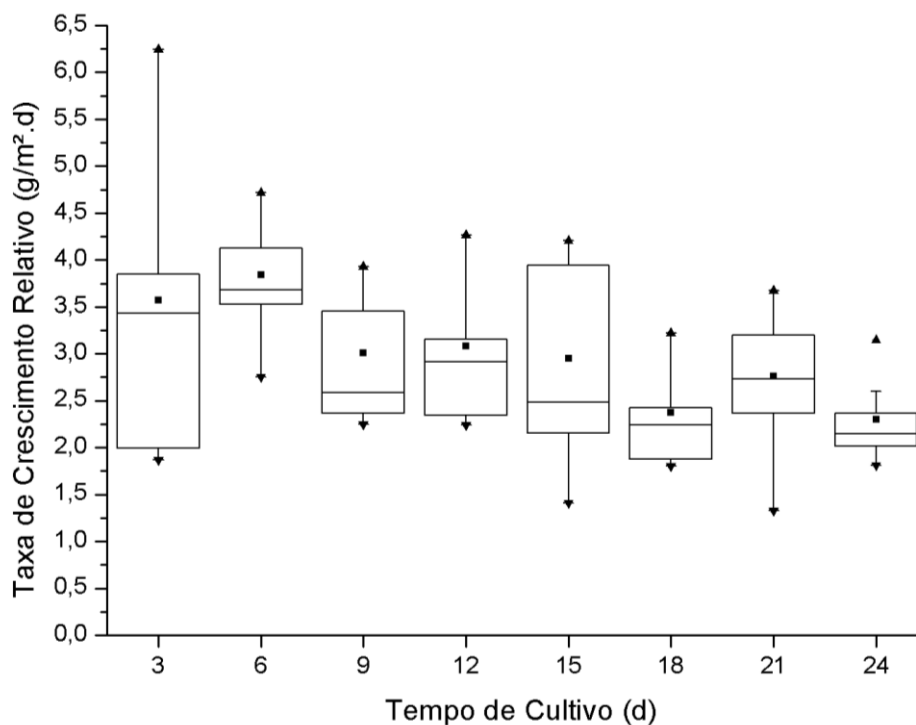
A Figura 16 mostra as TCRs para cada período de cultivo realizado no tanque com recirculação do efluente.

O período de 6 dias de cultivo foi o que atingiu o maior valor médio de TCR, sendo de 3,84 g/m²/dia. Após os 6 dias, observou-se uma diminuição no valor médio das TCRs, sendo que os menores valores encontrados foram de 2,30 g/m²/dia para 18 dias e de 2,38 g/m²/dia para 24 dias.

A Figura 17 mostra as TCRs para cada período de cultivo realizado no tanque sem recirculação do efluente.

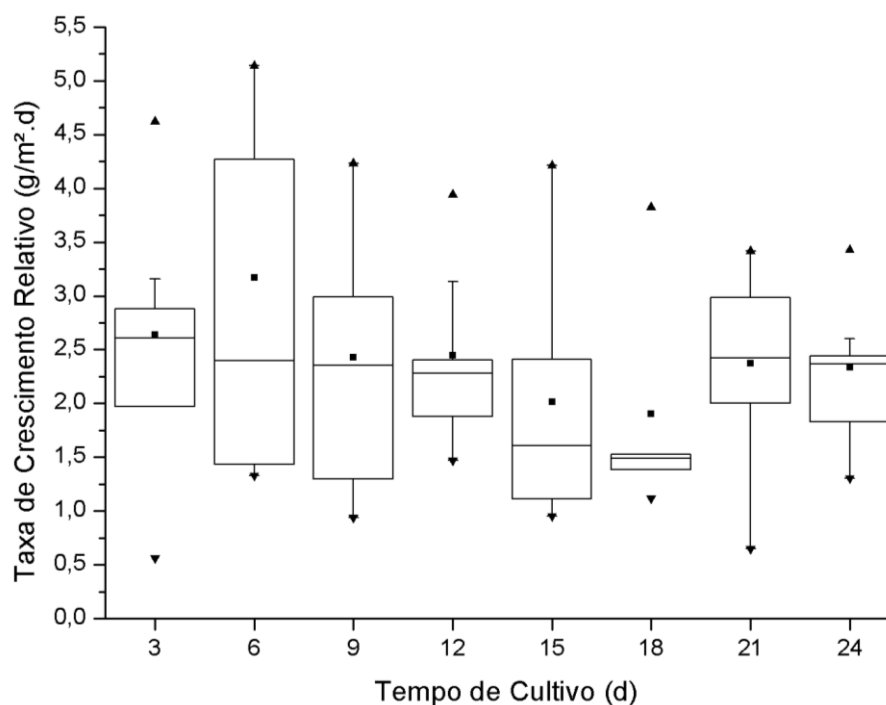
Pela Figura 17, o maior valor médio de TCR encontrado foi para o período de cultivo de 6 dias, sendo de 3,17 g/m²/dia. O gráfico apresentou comportamento semelhante ao da Figura 16, com as menores TCRs entre os períodos de 15 a 24 dias, com valores de 2,01 a 2,34 g/m²/dia. A menor TCR encontrada foi de 1,90 g/m²/dia para o período de 18 dias.

Figura 16 – TCRs da biomassa de *Landoltia punctata* para o tanque com recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Figura 17 - TCRs da biomassa de *Landoltia punctata* para o tanque sem recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

A taxa de crescimento das lemnas também está ligada à concentração de nutrientes presentes no esgoto e nas condições climáticas em que as mesmas estão submetidas. É esperado, por exemplo, que lemnas cultivadas em efluente de suinocultura apresentem maior TCR do que as lemnas cultivadas em esgoto sanitário, já que o primeiro tem maiores concentrações e disponibilidade de nutrientes.

A Tabela 4 mostra a comparação das taxas de crescimento específico e relativo entre os tanques com e sem recirculação do lodo de fundo. Apesar do tanque com recirculação apresentar, na curva de crescimento, uma taxa máxima de crescimento maior e apresentar valores médios de TCRs também maiores, os dados não são estatisticamente significativos. Isso mostra que a utilização do sistema de recirculação utilizado em um dos tanques não foi capaz de provocar alterações relevantes nas taxas de crescimento analisadas.

Os resultados obtidos por Smaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019) mostram que à medida em que se aumenta a frequência de colheita, a taxa de produção de biomassa diminui.

Xu e Shen (2011) obtiveram resultados que indicam que um aumento da densidade superficial inicial diminui a taxa de crescimento específico. Considerando que no trabalho de Zanetoni Filho (2019), foram utilizadas densidades superficiais iguais para todas as seções, o tempo de cultivo influenciaria na taxa de crescimento, uma vez que as densidades iriam ficar cada vez maiores. Para densidades maiores, alcançadas em períodos de cultivos maiores, as taxas de crescimento específico ficaram com valores menores, conforme mostra a Tabela 4. Esses resultados mostram que o efeito da superposição das plantas influencia na taxa de crescimento e na produção de biomassa, por isso a necessidade de colheitas regulares.

Tabela 4 - Taxas de Crescimento Específico e Relativo nos Tanques de Cultivo

Cultivo (d)		3	6	9	12
Taxa de Crescimento Relativo (g/m²/dia)	Tanque com recirculação	3,57 ±	3,84 ±	3,01 ±	3,08 ±
	Tanque sem recirculação	1,37 ^a	0,59 ^a	0,68 ^a	0,67 ^a
Taxa de Crescimento Específico (dia⁻¹)	Tanque com recirculação	0,16 ±	0,20 ±	0,16 ±	0,17 ±
	Tanque sem recirculação	0,07 ^a	0,04 ^a	0,05 ^a	0,04 ^a
Taxa de Crescimento Relativo (g/m²/dia)	Tanque com recirculação	2,64 ±	3,17 ±	2,43 ±	2,45 ±
	Tanque sem recirculação	1,14 ^a	1,55 ^a	1,17 ^a	0,77 ^a
Taxa de Crescimento Específico (dia⁻¹)	Tanque com recirculação	0,10 ±	0,17 ±	0,12 ±	0,13 ±
	Tanque sem recirculação	0,05 ^a	0,10 ^a	0,08 ^a	0,06 ^a
Cultivo (d)		15	18	21	24
Taxa de Crescimento Relativo (g/m²/dia)	Tanque com recirculação	2,95 ±	2,38 ±	2,76 ±	2,30 ±
	Tanque sem recirculação	1,03 ^a	0,51 ^a	0,73 ^a	0,42 ^a
Taxa de Crescimento Específico (dia⁻¹)	Tanque com recirculação	2,02 ±	1,90 ±	2,37 ±	2,34 ±
	Tanque sem recirculação	1,05 ^a	0,95 ^a	0,86 ^a	0,61 ^a
Taxa de Crescimento Relativo (g/m²/dia)	Tanque com recirculação	0,16 ±	0,13 ±	0,13 ±	0,14 ±
	Tanque sem recirculação	0,04 ^a	0,03 ^a	0,03 ^a	0,02 ^a
Taxa de Crescimento Específico (dia⁻¹)	Tanque com recirculação	0,11 ±	0,10 ±	0,12 ±	0,14 ±
	Tanque sem recirculação	0,05 ^b	0,06 ^a	0,05 ^a	0,04 ^a

*Letras diferentes na mesma coluna e parâmetro de crescimento indicam diferenças significantes entre os dois tanques (Teste t, $p < 0,05$).

Fonte: Zanetoni Filho (2019).

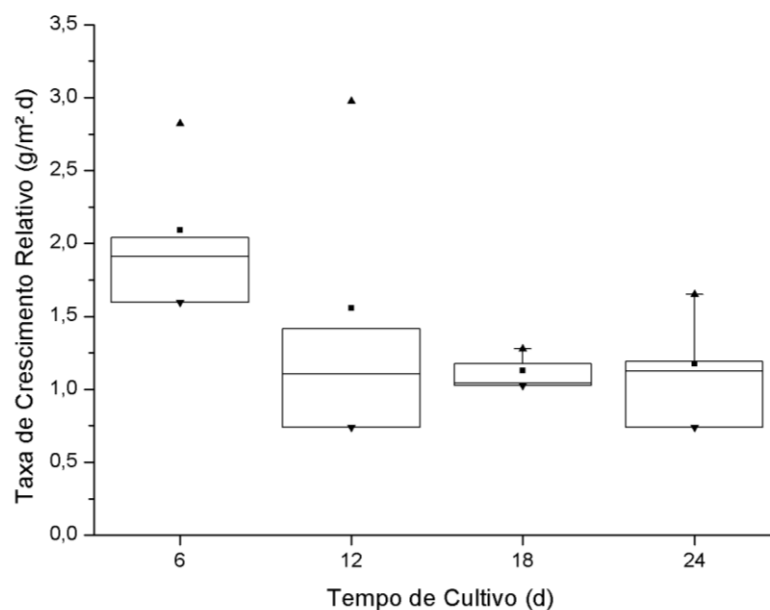
Kufel, Strzałek e Przetakiewicz (2018) verificaram o efeito da superpopulação de *Lemna minor*, considerando a área superficial das frondes, tamanho das colônias (número de frondes), taxa de reprodução (baseada no aumento de frondes) e taxa de crescimento. O estudo utilizou várias densidades superficiais. Tanto a TCR, quanto a taxa de reprodução (baseada no número de frondes) foram extremamente afetadas pelas altas densidades superficiais iniciais das plantas.

Conclui-se, então, que a alta densidade que a superfície de cultivo começa a ter, após um determinado período, afeta significativamente as taxas de crescimento da planta. Esse é um dos fatores que pode explicar os menores valores de TCRs atingidos nos períodos superiores a 15 dias de cultivo das plantas, obtidos por Zanetoni Filho (2019).

Zanetoni Filho (2019) avaliou a produção de biomassa para períodos de cultivos diferentes, agora, espaçados em 6, 12, 18 e 24 dias.

A Figura 18 mostra as TCRs encontradas para o tanque com recirculação do lodo de fundo. A máxima TCR média encontrada foi de 2,09 g/m²/dia para um período de cultivo de 6 dias. Após esse período, há uma diminuição nos valores médios das TCRs, chegando a 1,13 g/m²/dia para 18 dias de cultivo e 1,56 g/m²/dia para 24 dias de cultivo.

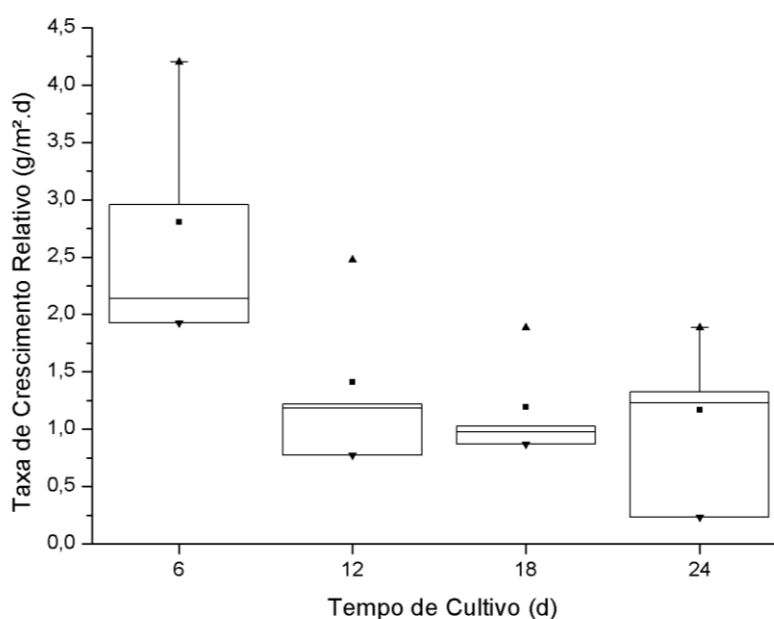
Figura 18 - TCRs da biomassa de *Landoltia punctata* para o tanque com recirculação do lodo de fundo, com maior intervalo de colheita



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

As TCRs obtidas para o tanque sem recirculação do lodo de fundo são mostradas na Figura 19. A maior TCR foi encontrada para um período de cultivo de 6 dias, sendo o valor médio igual a 2,81 g/m²/dia. Os períodos seguintes apresentaram TCRs menores, com valores de 1,17 g/m²/dia para 18 dias de cultivo e de 1,41 g/m²/dia para 24 dias de cultivo.

Figura 19 - TCRs da biomassa de *Landoltia punctata* para o tanque com recirculação do lodo de fundo, com maior intervalo de colheita



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Xu e Shen (2011), cultivando *Spirodela Polyrrhiza* em esgoto suíno, observaram os efeitos da frequência de colheita na produção total de biomassa. Eles realizaram 4 manejos diferentes de colheita e analisaram a produção total de biomassa, a TCE e a TCR. Quando a colheita foi realizada em intervalos de tempo menores, as plantas apresentaram uma maior TCR, com um valor de 20 g/m²/dia, em matéria úmida.

Esse caso pode explicar as menores TCRs obtidos por Zanetoni Filho (2019) quando a colheita foi feita a cada 6 dias (Figuras 18 e 19) em comparação com a colheita realizada a cada 3 dias (Figuras 16 e 17).

Frédéric et al. (2006) cultivaram *Lemna minor* em meio de solução nutritiva Hoagland para avaliar a influência da densidade superficial inicial nas taxas de produção de biomassa. Eles observaram que a taxa de crescimento era dependente

da densidade inicial, de forma que, quanto maior a densidade superficial inicial, menores as taxas de crescimento.

Ter aumentado a frequência de colheita para a cada 6 dias e, conseqüentemente, o aumento da densidade superficial em períodos com mais de 12 dias de cultivo, pode explicar o comportamento das TCRs para os períodos de 12, 18 e 24 dias de cultivo, obtido por Zanetoni Filho (2019). Esses resultados, quando comparados com os valores das TCRs para a colheita realizada a cada 3 dias, podem indicar a influência que maiores valores de densidades superficiais e maior espaçamento das colheitas exercem nas taxas de crescimento.

Resumindo, as TCRs obtidas por Zanetoni Filho (2019) foram:

- Para o tanque com recirculação do lodo de fundo, 3,84 g/m²/dia em 6 dias de cultivo, com a colheita realizada a cada 3 dias; 2,09 g/m²/dia em 6 dias de cultivo, com a colheita realizada a cada 6 dias.

- Para o tanque sem recirculação do lodo de fundo, 3,17 g/m²/dia em 6 dias de cultivo, com a colheita realizada a cada 3 dias; 2,81 g/m²/dia em 6 dias de cultivo, com a colheita realizada a cada 6 dias.

Por quê Samaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019) obtiveram TCRs diferentes se o sistema de cultivo foi praticamente o mesmo (para efeito de comparação, vamos desconsiderar o tanque com recirculação do lodo de fundo)?

Lembrando que Smaniotto (2016) obteve uma TCR de 5,29 g/m²/dia em 12 dias de cultivo e de 3,75 g/m²/dia para 6 dias de cultivo, de acordo com a Figura 14. O valor obtido em 6 dias de cultivo foram próximos, porém Samaniotto (2016) conseguiu uma maior produtividade de biomassa em 12 dias.

Essa questão precisa de mais pesquisas para ser respondida: Quais são as condições, para tratamento de esgoto sanitário, que induzem a uma maior produção de biomassa? Existem substâncias que inibem o crescimento?

Porém, uma explicação plausível é baseada na característica do esgoto usado para o cultivo. A Tabela 5 traz uma comparação das concentrações médias de alguns parâmetros de qualidade do esgoto usado por Smaniotto (2016) e por Zanetoni Filho (2019).

Comparando os valores das concentrações dos dois esgotos sanitários, é possível observar que são semelhantes para DQO, DBO e ST, porém diferem para NT, N-NO₃⁻ e PT. Smaniotto (2016) trabalhou com um esgoto com uma maior quantidade de nutrientes. Vale destacar que após o estudo de Smaniotto (2016), as

lagoas de estabilização da ETE de Ilha Solteira passaram por um processo de desassoreamento e inserção de floculantes na tentativa de melhorar a eficiência do tratamento.

É claro que a investigação de diferentes taxas de produção e os fatores que nela interferem deve ser levado mais a fundo. Porém Toyama et al. (2018) observaram que as taxas de crescimentos das lemnas cultivadas em efluentes de suinocultura são maiores daquelas cultivadas em esgotos sanitários, uma vez que o primeiro é mais rico em nitrogênio. Mohedano et al. (2012) e Soda et al. (2015) reforçam essa tese, quando dizem que a taxa de crescimento das lemnas está relacionada com a concentração de nitrogênio do esgoto e uma maior concentração de nitrogênio é favorável para o crescimento das plantas.

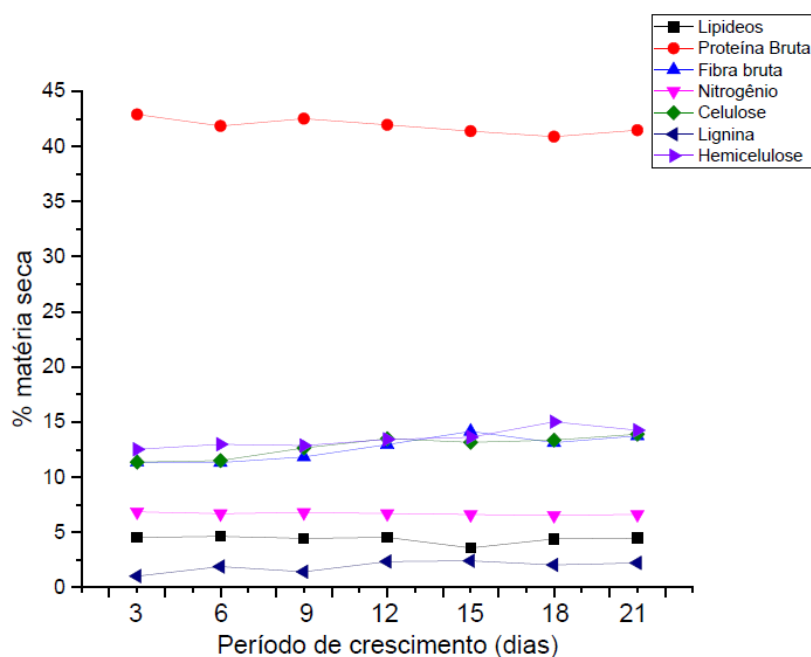
Tabela 5 – Comparação entre o esgoto sanitário usado para tratamento com lemnas por Smaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019)

Parâmetro (mg/L)	Smaniotto (2016)	Zanetoni Filho (2019)
DQO	228,8	214,69
DBO	68,3	54,59
ST	232,3	235,83
NT	50,7	19,0
N-NO ₃ ⁻	15,9	0,92
PT	14,6	2,32

Fonte: Smaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019)

Com relação à composição da biomassa, Smaniotto (2016) avaliou os seguintes componentes na matéria seca: lipídeos, proteína bruta, fibra bruta, nitrogênio, celulose, lignina e hemicelulose. Os teores dos componentes na biomassa da *Landoltia punctata* foram determinados em função do tempo de cultivo e os resultados são apresentados na Figura 20. Já a Tabela 6 apresenta os valores médios obtidos. Observa-se que houve pouca variação da composição da biomassa ao longo do tempo.

Figura 21 – Composição da biomassa da *Landoltia punctata* em função do tempo de cultivo



Fonte: Smaniotto (2016)

Tabela 6 - Valores médios da composição da biomassa da *Landoltia punctata* ao longo do período de cultivo

Componente	% em Matéria Seca
Celulose	12,78 ± 0,99
Fibra Bruta	12,65 ± 1,14
Hemicelulose	13,53 ± 0,86
Lignina	1,91 ± 0,51
Lipídeos	4,32 ± 1,11
Nitrogênio	6,69 ± 0,10
Proteína Bruta	41,85 ± 0,68

Fonte: Smaniotto (2016)

Como houve pouca variação do teor de proteína bruta em função do tempo de cultivo no esgoto sanitário, adotou-se o valor médio de 41,85% para se realizar o seguinte cálculo. Considerando a taxa produção de biomassa no 12º dia de cultivo, quando se obteve a maior TCR de 5,29 g/m²/dia (Figura 14), a estimativa da produção de biomassa é de de 19,3 t/ha/ano, em matéria seca, o que equivale a 8,07 t/ha/ano de proteína bruta disponível.

Ao avaliar a concentração de NT do esgoto e a quantidade de proteína bruta da biomassa, observou-se que o maior teor de proteína bruta obtido foi de 45,3%, no momento em que a concentração de NT do esgoto sanitário era de 100 mg/L. O menor teor de proteína bruta obtido foi de 35,54%, no momento em que a concentração de NT era de 39,5 mg/L, o que reforça as constatações da literatura de que uma maior disponibilidade de nutrientes contribui para um biomassa com maiores teores de proteína.

Dentre os componentes que mais se destaca na composição da *Landoltia punctata*, cultivada em esgoto doméstico, foi, de fato, a quantidade de proteína bruta. Isso favorece o uso da planta como matéria prima no preparo de rações.

O potencial uso da biomassa de lemna como fonte de proteína para alimentação animal se destaca devido a ser uma biomassa valorizada no tratamento de esgoto, de baixo custo e elevado teor nutricional. Coliformes podem ser eliminados pela temperatura utilizada para a secagem da planta. Shammout e Zakaria (2015) afirmam que o uso da proteína de lemna como fonte de alimento para frangos de corte, peixes ou porcos é imprescindível em locais onde o custo de outras fontes de proteína, como farelo de arroz e soja, é elevado.

Como discutido anteriormente, a composição de amido da biomassa pode ser manipulada ajustando algumas condições de cultivo, principalmente, o fotoperíodo e a disponibilidade de nutrientes.

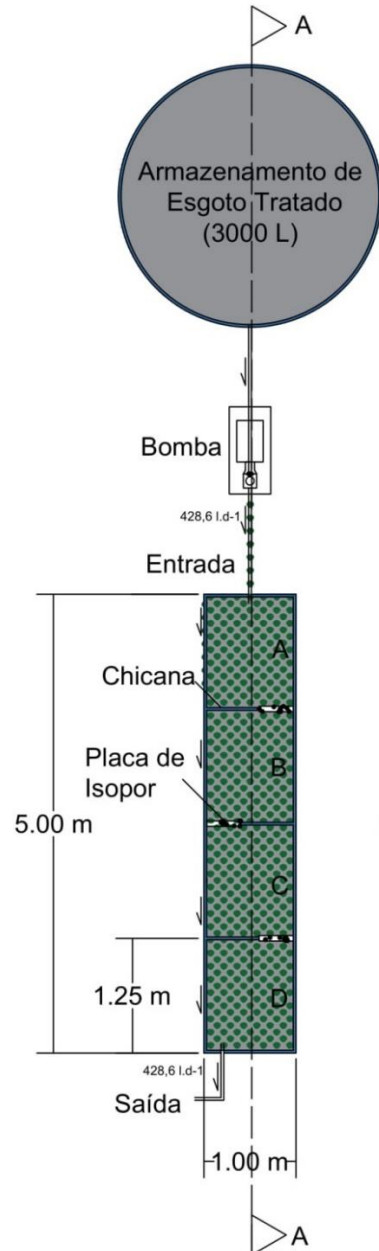
Para isso, Smaniotto (2016) utilizou um dos tanques da Figura 5 para realizar o processo de enriquecimento do teor de amido da biomassa da *Landoltia punctata*. O tanque foi dividido em quatro seções com a ajuda de um isopor (Figuras 22 e 23). As seções foram denominadas A, B, C e D.

Em cada seção foram colocados quadros flutuantes feitos em PVC, como detalhado na Figura 24, com área de 400 cm² cada, e foi inoculado um total de 100 g de lemnas frescas. Em cada quadro foram feitos diferentes manejos no cultivo das lemnas e foram avaliados quais deles levaria a um maior enriquecimento do teor de amido da biomassa. Os manejos adotados foram: restrição nutricional, alteração do fotoperíodo, alteração da temperatura, mudança no pH. Eles estão detalhados no Quadro 4.

As plantas de todos os quadros/seções receberam ao mesmo tempo a alteração do manejo de cultivo por 6 horas diárias, durante 5 dias consecutivos. Ao final do quinto dia, foram retiradas amostras das plantas de 0,1 g em matéria seca

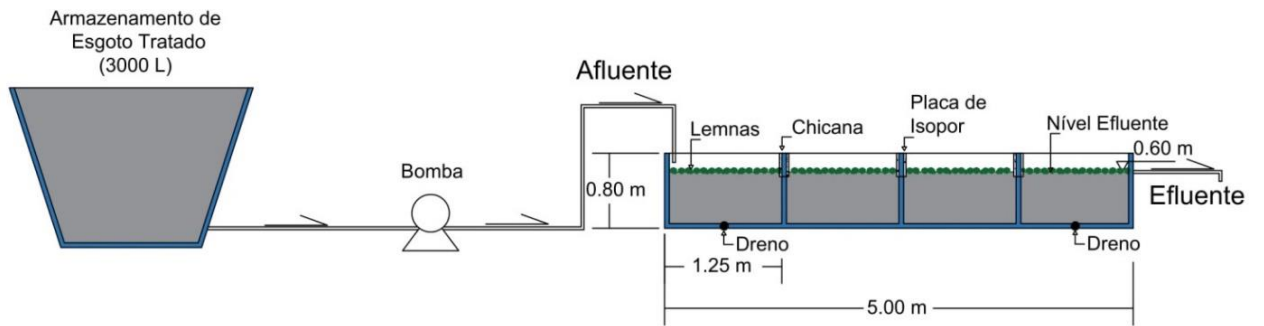
para análise do teor de amido. Todos os manejos foram repetidos por 4 vezes até que cada prática fosse realizada nas 4 seções do tanque.

Figura 22 - Planta dos tanques de lemnas para enriquecimento do teor de amido



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Figura 23 - Cortes "AA" dos tanques para enriquecimento do teor de amido



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Figura 24 – Fotografia do tanque durante mudança de manejos de cultivo para enriquecimento do teor de amido



Fonte: Smaniotto (2016)

Quadro 4 – Práticas de manejo adotadas no cultivo das lemnas para enriquecimento do teor de amido

Seção	Prática de manejo	Dias	Início 12:00 hs	Fim 18:00 hs
A	Restrição nutricional	Segunda a sexta	Plantas são removidas e colocadas em água limpa	Plantas são devolvidas ao esgoto
B	Alteração do fotoperíodo	Segunda a sexta	Cobertura da seção B	Retirada da cobertura
C	Diminuição da temperatura da água a 4°C	Segunda a sexta	Plantas são removidas e colocadas em água limpa na geladeira, a temperatura de 4°C	Plantas são devolvidas ao esgoto
D	Alteração o pH do esgoto para pH=9,0	Segunda a sexta	Plantas são removidas e colocadas em esgoto com pH alterado	Plantas são devolvidas ao esgoto

Os resultados dos teores de amido da biomassa da *Landoltia punctata* são mostrados na Figura 25. Esses dados se referem ao período em que as lemnas estiveram realizando a fitorremediação do esgoto sanitário, antes do processo de enriquecimento do teor de amido. A colheita era feita a cada três dias e o tempo total de cultivo foi de 21 dias. Devido à quantidade de nutrientes presentes no esgoto, a biomassa das lemnas se manteve estável em relação à sua composição de amido ao longo dos 21 dias. O valor médio encontrado do teor de amido foi de $3,2 \pm 0,9\%$, em matéria seca.

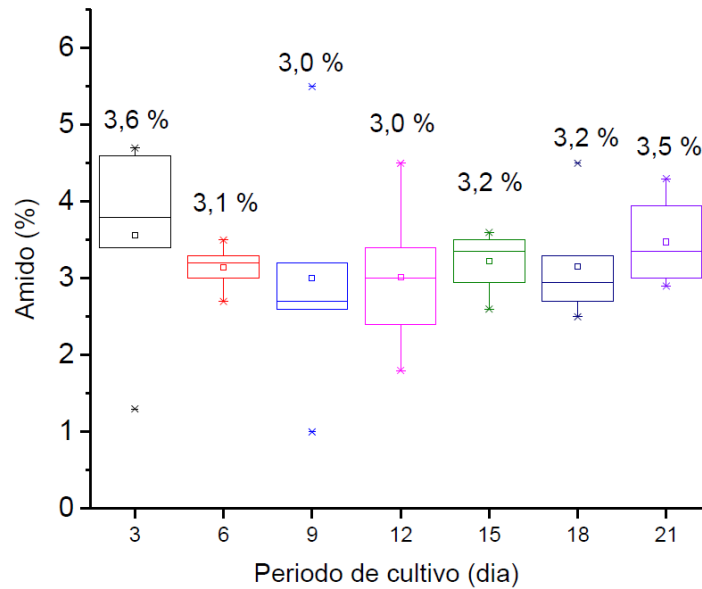
Considerando o valor médio do teor de amido encontrado (3,2%) e a maior TCR obtida por Smaniotto (2016), de $5,29 \text{ g/m}^2/\text{dia}$ (Figura 14), a estimativa de produção de amido é de $0,6 \text{ t/ha/ano}$, em matéria seca.

A Figura 26 mostra o resultado da composição de amido após o processo de enriquecimento.

Com as práticas de manejo da forma que foram adotadas, houve pouca alteração no teor de amido da biomassa. O maior teor encontrado foi de 4,7 % quando as lemnas foram colocadas em água limpa, com restrição nutricional.

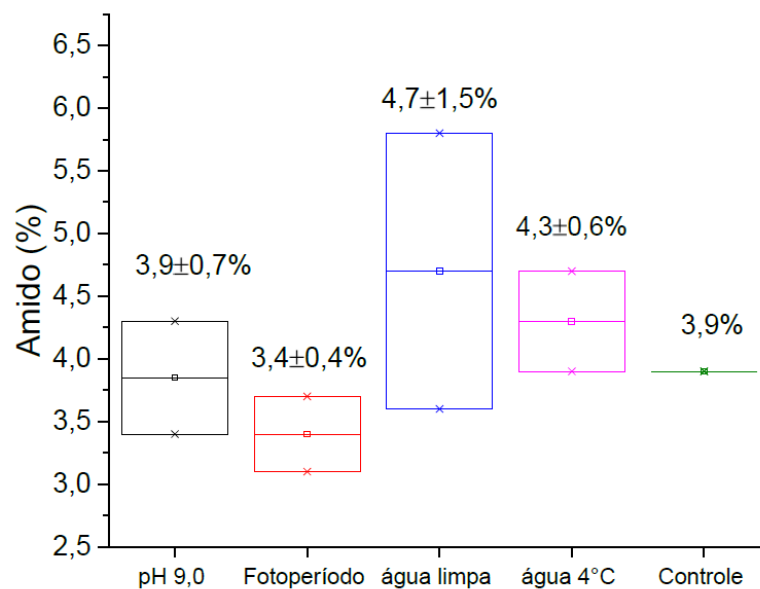
De um modo geral, como já citado, o meio rico em nutrientes favorece a produção de biomassa e o seu teor em termos de proteína, e não o enriquecimento do teor de amido.

Figura 25 - Quantificação do teor de amido (%) da biomassa em relação do período de cultivo (dias)



Fonte: Smaniotto (2016)

Figura 26 – Teor de amido da biomassa da lemna após práticas de manejo para enriquecimento do teor de amido



Fonte: Smaniotto (2016)

Considerando os dados da literatura que indicam que a restrição nutricional auxilia no enriquecimento do teor de amido, e observando que essa estratégia de manejo foi a que obteve um resultado melhor, embora ainda não satisfatório, Zanetoni

Filho (2016) prosseguiu na investigação do enriquecimento do teor de amido por meio dessa prática de manejo.

As lemnas que estavam sendo usadas na fitorremediação de esgoto sanitário foram colocadas em um tanque contendo água livre de impurezas e sem nenhum nutrientes, por um período de 40 dias, em temperatura ambiente. Durante esse período, em intervalos de 5 dias, era feita a colheita de amostras de plantas para análise da composição da biomassa, em termos de teores de amido. A Figura 27 é uma fotografia do tanque com água limpa no qual as lemnas permaneceram por 40 dias.

Figura 27 - Tanque com água limpa e com lemnas utilizado como estratégia para enriquecimento do teor de amido

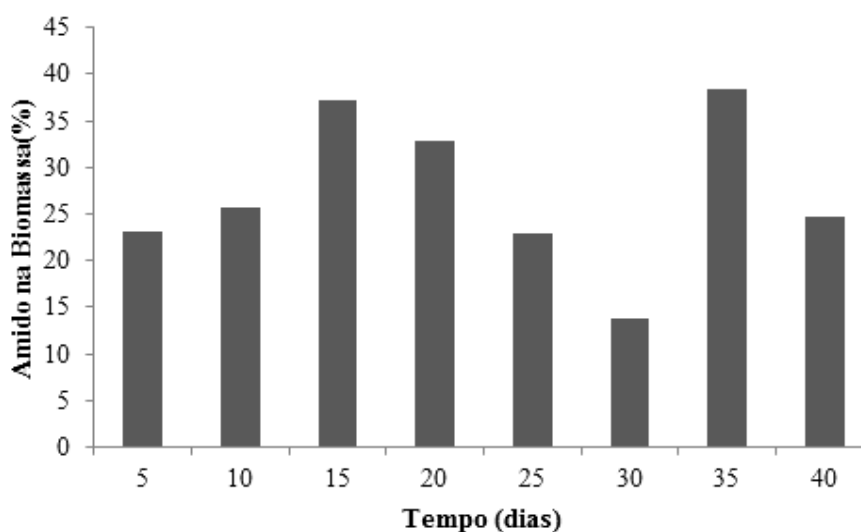


Fonte: Zanetoni Filho (2016)

Os resultados dos teores de amido das amostras de lemnas, sob condições de restrição nutricional, colhidas a cada 5 dias são mostrados na Figura 28.

Durante o tempo em que esteve mantida sob restrição nutricional, a biomassa da *Landoltia punctata* alcançou os maiores teores de amido para 15 dias (37,2%) e 35 dias (38,4%). Mesmo estes valores sendo um pouco menores do que o valor de 45,84% encontrado por Zhao, X. et al. 2014, os teores de amido encontrados são maiores do que os valores relatados por Xu et al. 2011 para a *Spirodela polyrrhiza*. O resultado comprova uma grande capacidade de produção de biomassa rica em amido com a *Landoltia punctata*.

Figura 28 – Teor de amido da biomassa de *Landoltia punctata* sob condições de restrição nutricional



Fonte: Zanetoni Filho (2016)

As variações nos teores de amido podem ocorrer devido às diferenças de temperatura (em relação à localização do experimento), fato que está diretamente ligado ao crescimento e reprodução da planta (Cui et al. 2011), luminosidade local (Xu et al. 2012), espécie da planta (Zhao, Z. et al. 2014) e ao efluente utilizado no meio de cultivo, considerando a disponibilidade de nutrientes para a planta (Xu et al. 2012).

Um estudo feito por Sree e Appenroth (2014) mostrou que uma solução de cultivo pobre em fosfato pode causar grande variação na quantidade de amido presente na biomassa das lemnas. A temperatura exerce influência no teor de amido da biomassa, uma vez que, embora as menores temperaturas possam afetar negativamente a produção de biomassa, elas favorecem o acúmulo de amido por reduzir a respiração das plantas, principalmente no período noturno (XU et al., 2011).

Considerando o valor de 38,4% de amido presente na biomassa da lemna, em matéria seca, que foi o maior valor obtido, e a TCR de 5,29 g/m²/dia, a estimativa de produção de amido é de de 7,4 t/ha/ano, em matéria seca.

Zanetoni Filho (2019) avaliou a composição da biomassa da *Landoltia punctata* nos tanques com e sem recirculação de lodo de fundo, no tratamento de esgoto sanitário. As Figuras 29 e 30 mostram os resultados obtidos para as concentrações de carbono, fósforo, nitrogênio e proteína, em diferentes períodos de cultivos.

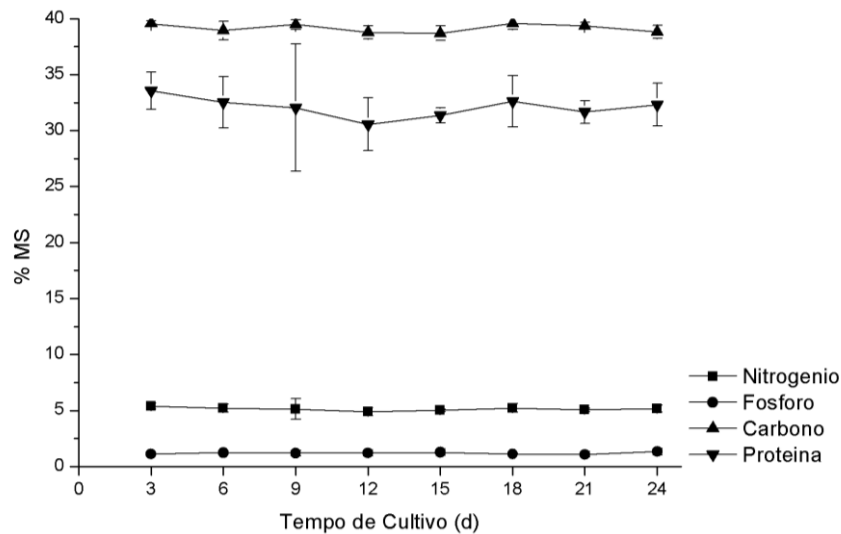
Pelos dados apresentados na Figura 29 observa-se uma quantidade expressiva de proteína presente na biomassa das lemnas, com um valor médio de 33,57% em

matéria seca. Para carbono, fósforo e nitrogênio, os valores médios foram de 39,60%, 1,34% e 5,37%, respectivamente.

Para o tanque sem a recirculação do lodo de fundo (Figura 30), a composição da biomassa se assemelhou àquela do tanque com a recirculação (Figura 29). A quantidade de proteína presente na biomassa foi expressiva com valor médio de 30,84%. Para carbono, fósforo e nitrogênio, os valores médios foram de 38,94%, 1,26% e 5,01%, respectivamente.

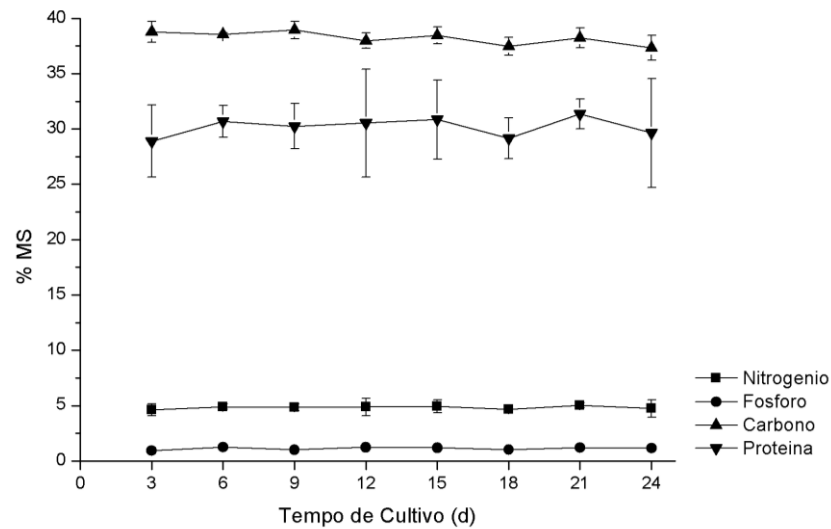
É possível que o teor de proteína da biomassa cultivada no tanque com recirculação do lodo de fundo tenha sido um pouco maior devido à recirculação proporcionar maior disponibilidade de nutrientes e, por sua vez, a quantidade de nutrientes é fundamental para aumentar o teor de proteína encontrado na biomassa de lemnas, como discutido anteriormente.

Figura 29 – Composição da biomassa da *Landoltia punctata* no tanque com recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Figura 30 - Composição da biomassa da *Landoltia punctata* no tanque sem recirculação do lodo de fundo



Fonte: Zanetoni Filho (2019)

Novamente, pode-se levantar a seguinte questão: Por quê Samaniotto (2016) obteve um teor de proteína na biomassa de 41,85% e Zanetoni Filho (2019), no tanque sem recirculação do lodo de fundo, obteve um teor de 30,84%, em condições semelhantes de cultivo?

Mais uma vez a explicação plausível é baseada na característica do esgoto usado para cultivo. Na Tabela 5 foi feita uma comparação das concentrações médias de alguns parâmetros de qualidade do esgoto usado por Smaniotto (2016) e por Zanetoni Filho (2019). A disponibilidade de nutrientes, em termos de concentração de NT e $N-NO_3^-$, é muito maior para o esgoto usado por Smaniotto (2016), o que reforça a tese de que esgoto com maior concentração de nutrientes proporcionará uma biomassa com maior teor de proteína. Outros parâmetros deveriam ser usados para comparação, tais como temperatura, insolação e substâncias inibidoras.

O que Smaniotto (2016) e Zanetoni Filho (2019) entraram em consenso é que a frequência de colheita altera a taxa de produção de biomassa, porém não altera a sua composição (ver Figuras 14, 16, 17, 18, 19, 21, 29 e 30).

3.2. Perspectivas futuras para produção de biomassa de *Landoltia punctata* em águas residuais

A literatura mostra a vantagem em se cultivar lemnas em águas residuais pelo seu potencial de remediação e alta taxa de produção de biomassa. Vários são os fatores que já foram apontados como os principais intervenientes no processo de produção, sendo os principais: disponibilidade de nutrientes, temperatura, fotoperíodo, intensidade da radiação solar, densidade superficial inicial e frequência de colheita das plantas. Esses mesmos fatores irão também influenciar a composição da biomassa das plantas.

Mas para cada um desses parâmetros, quais são as condições ótimas de cultivo?

De uma maneira geral, temperaturas maiores favorecem a produção e o teor de proteína da biomassa, porém desfavorece o teor de amido.

Uma maior disponibilidade de nutrientes no meio de cultivo favorece a produção de biomassa e o teor de proteína, porém em situações de restrição nutricional são encontrados os maiores teores de amido.

O nitrogênio em suas mais variadas formas não é sozinho o nutriente mais importante do esgoto, mas desempenha um papel crucial no metabolismo e proliferação das lemnas.

De todas as formas do nitrogênio presente em águas residuais, $N-NH_4^+$ costuma ser a mais abundante.

Em comparação com outras plantas, as lemnas têm uma maior tolerância ao $N-NH_4^+$ e o utiliza preferencialmente por necessitar de menos energia para a formação de proteínas.

O $N-NH_4^+$ está presente em maior concentração em efluentes de tratamento anaeróbico, portanto, as lemnas se tornam plantas ideais para a melhoria da qualidade desse tipo de efluente, de estações de tratamento com tecnologias mais avançadas, mais compactas, e não só das lagoas de estabilização.

Porém, altas concentração de $N-NH_4^+$ são prejudiciais às lemnas. Então, qual a faixa de concentração ideal para as condições ambientais (tipo de efluente, condições climatológicas, parâmetros hidráulicos do tratamento) em que elas se encontram?

Densidade superficial inicial e frequência de colheita afetam a produção de biomassa, mas, aparentemente, não sua composição. A densidade não pode ser muito baixa para que a penetração da luz solar favoreça o crescimento das algas e estas, por sua vez, entrem em competição por nutrientes com as lemnas, e não pode ser muito alta para não haver sobreposição e morte das lemnas.

A taxa de produção de biomassa é maior para colheitas mais frequentes justamente por estabilizar a densidade superficial.

Por fim, a produção de biomassa e seus teores de proteína e amido aumentam com o aumento do fotoperíodo e da intensidade da radiação solar. Mas qual o limite?

Observa-se, portanto, que para cada um dos parâmetros apontados por serem os que mais influenciam na produção e biomassa e sua composição, é necessário ainda definir as condições ótimas de cultivo para cada região geográfica em que o tratamento com lemnas será realizado.

Ademais, é fácil perceber que essas condições ótimas são específicas para cada tipo de água residual a ser tratada e para cada espécie ou conjunto de espécies de plantas.

As condições ótimas de cultivo também estão relacionadas com a composição da biomassa. Proteína e amido (além dos carboidratos totais, que podem ser fermentados) são os componentes das lemnas que mais chamam a atenção, e eles definem a aplicação que se dará à biomassa. Será para ração animal ou como matéria-prima para biocombustíveis? Portanto, a destinação que melhor se adequa ao local de implantação do tratamento, às condições climatológicas e ao esgoto deve estar em consonância com as práticas otimizadas de manejo.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Prevenir e gerenciar a poluição e a qualidade dos recursos hídricos é uma preocupação para o governo, as concessionárias de água e esgoto, as autarquias governamentais, instituições e órgãos voltados aos recursos hídricos, enfim, aos tomadores de decisão e à sociedade em geral.

A tomada de decisão para preservação da qualidade hídrica necessariamente passará pelo tratamento e melhoria da qualidade das águas residuais lançadas nos cursos hídricos. Embora existam vários métodos convencionais e emergentes para o tratamento dos esgotos, os métodos baseados em processos ecológicos são amplamente desejáveis devido à sua ampla aceitação entre as partes interessadas, além de terem um menor consumo de energia e serem mais baratos tanto para implantação quanto para operação.

O tratamento com macrófitas aquáticas é um desses métodos e ele é aceitável uma vez que as plantas tenham rápido crescimento, sejam fáceis de cultivar, de serem colhidas após o tratamento e, principalmente, que sua biomassa possa ser utilizada para uma finalidade nobre, como fonte de alimento para animais e matéria-prima para produção de energia renovável. O destino a ser dado à expressiva quantidade de biomassa produzida é um ponto tão importante quanto sua ação como fitorremediadora.

Entre as macrófitas, as lemnas têm sido aplicadas extensivamente na remediação de uma ampla gama de poluentes químicos em águas residuais e no meio ambiente. Isso se deve à natureza cosmopolita da planta, por ser invasiva, ter uma grande capacidade reprodutiva, ter potenciais de bioacumulação e de resiliência em ambientes poluídos.

Apesar dos esforços promissores até agora, ainda há muito o que progredir.

Há a necessidade de um estudo extensivo da atividade de remediação das lemnas frente aos contaminantes das águas residuais, a fim de estabelecer estratégias aceitáveis, requisitos para dimensionamento e aplicação em escala real dos sistemas de tratamento.

É incipiente ainda a avaliação da viabilidade econômica e comercial da produção de biomassa e de suas diversas aplicações. Para análise da viabilidade econômica deve-se levar em conta o poder das lemnas em recuperar e reciclar nutrientes, além de preservar o uso do solo.

Estudos em laboratório beneficiarão a identificação e o levantamento de parâmetros chaves para eficientemente integrar a fitorremediação de quaisquer tipos de poluentes, já que as lemnas têm potencial para isto, e a produção de biomassa.

Uma vez que se consiga identificar a composição da biomassa e os melhores meios para alcançar maiores teores dos componentes de interesse, como proteína ou amido, e se conhecendo o destino dos contaminantes do esgoto no tecido das plantas, é possível se estabelecer os melhores direcionamentos a serem dados para a biomassa produzida.

Vários questionamentos foram colocados ao longo do texto, na tentativa de direcionar o caminho da investigação do tema de remediação de poluentes de águas residuais com o uso de lemnas. Mas o que é a pesquisa senão reponder às mais variadas perguntas?

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADHIKARI, U.; HARRIGAN, T.; REINHOLD, D. M. Use of duckweed-based constructed wetlands for nutrient recovery and pollutant reduction from dairy wastewater. **Ecological Engineering**, V. 78, P. 6-14, 2015.

ALAERTS, G. J.; MAHBUBAR, M. D. R.; KELDERMAN, P. Performance analysis of a full-scale duckweed-covered sewage lagoon. **Water Research**, v. 30, n. 4, p. 843-852, 1996.

ALLAM, A.; TAWFIK, A.; NEGM, A.; YOSHIMURA, C.; FLEIFE, A. Treatment of drainage water containing pharmaceuticals using duckweed (*Lemna gibba*). **Energy Procedia**, v. 74, p. 973-980, 2015.

AL-NOZAILY, F.; ALAERTS, G.; VEENSTRA, S. Performance of duckweed-covered sewage lagoons – I. Oxygen balance and COD removal. **Water Research**, v. 34, n. 10, p. 2727-2733, 2000.

AMARE, E.; KEBEDE, F.; MULAT, W. Wastewater treatment by *Lemna minor* and *Azolla filiculoides* in tropical semi-arid regions of Ethiopia. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 464-473, 2018.

AMY-SAGERS, C.; REINHARDT, K.; LARSON, D. M. Ecotoxicological assessments show sucralose and fluoxetine affect the aquatic plant, *Lemna minor*. **Aquatic Toxicology**, v. 185, p. 76-85, 2017.

ANDREOZZI, R.; RAFFAELE, M.; NICKLAS, P. Pharmaceuticals in STP effluents and their solar photodegradation in aquatic environment. **Chemosphere**, v. 50, n. 10, p.1319–1330, 2003.

ANJOS, M. L. **Avaliação do processo de remoção de fármacos e parabenos de esgoto doméstico em sistema de tratamento baseado em lagoas de lemnas**. 2017. 129 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2017.

ANJOS, M. L.; ISIQUE, W. D.; ALBERTIN, L. L.; MATSUMOTO, T.; HENARES, M. N. P. Parabens Removal from Domestic Sewage by Free-Floating Aquatic Macrophytes. **Waste and Biomass Valorization**, v. 9, p. 1-6, 2018.

AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013.

ARIS, A. Z.; SHAMSUDDIN, A. S.; PRAVEENA, S. M. Occurrence of 17 α -ethynylestradiol (EE2) in the environment and effect on exposed biota: a review. **Environment International**, v. 69, p.104-119, ago. 2014.

BALIBAN, R. C.; ELIA, J. A.; FLOUDAS, C. A.; XIAO, X.; ZHANG, Z.; LI, J.; CAO, H.; MA, J.; QIAO, Y.; HU, X. Thermochemical conversion of duckweed biomass to gasoline, diesel, and Jet fuel: Process synthesis and global optimization. **Industrial & Engineering Chemistry Research**, v. 52, p. 11436-11450, 2013.

BEJARANO, J. R. C. **Effect of operational variables on nitrogen transformations in duckweed stabilization ponds**. 2005. 163 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Wageningen University, Delft, The Netherlands, 2005.

BEN, W.; ZHU, B.; YUAN, X.; ZHANG, Y.; YANG, M.; QIANG, Z. Occurrence, removal and risk of organic micropollutants in wastewater treatment plants across China: Comparison of wastewater treatment processes. **Water Research**, v. 130, p. 38-46, 2018.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Agência Nacional de Águas – ANA. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. Brasília: ANA, 2017. 88 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017. Brasília: SNS/MDR, 2019. 226 p.

CAICEDO, J. R.; ESPINOSA, C.; ANDRADE, M.; GIJZEN, H. J. Effect of anaerobic pretreatment on environmental and physicochemical characteristics of duckweed based stabilization pond. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 83-89, 2002.

CÂMARA, A. G. **Avaliação da degradação de princípio ativo de anticoncepcional feminino via persulfato de sódio ativado por UV**. 2016. 42 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2016.

CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M.; LLOMPART, M.; GARCÍA-JARES, C.; RODRÍGUEZ, I.; GÓMEZ, M.; TERNES, T. Behavior of pharmaceuticals, cosmetics and hormones in a sewage treatment plant. **Water Research**, v. 38, p. 2918–2926, 2004.

CESCHIN, S.; SGAMBATO, V.; ELLWOOD, N. T. W.; ZUCCARELLO, V. Phytoremediation performance of *Lemna* communities in a constructed wetland system for wastewater treatment. **Environmental and Experimental Botany**, v. 162, p. 67-71, 2019.

CHEN, G.; FANG, Y.; HUANG, J.; ZHAO, Y.; LI, Q.; LAI, F.; XU, Y.; TIAN, X.; HE, K.; JIM, Y.; TAN, L.; ZHAO, H. Duckweed systems for eutrophic water purification through converting wastewater nutrients to high-starch biomass: comparative evaluation of three different genera (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor* and *Landoltia punctata*) in

monoculture or polyculture). **Royal Society of Chemistry Advances**, v. 8, p. 17927-17937, 2018.

CHEN, H.; LI, X.; ZHU, S. Occurrence and distribution of selected pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments: a comparative study of regions in China with different urbanization levels. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 19, p. 2381–2389, 2012

CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D. KUMAR, S. M. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, v. 275, p.109-122, 2019.

CHENG, J.; BERGMANN, B. A.; CLASSEN, J. J.; STOMP, A. M.; HOWARD, J. W. Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*. **Bioresource Technology**, v. 81, n. 1, p. 81-85, 2002.

CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Growing duckweed to recovery nutrients from wastewater and for production of fuel ethanol and animal feed. **Clean**, v. 37, n.1, p. 17-26, 2009.

CHRISTENSON, L.; SIMS, R. Production and harvesting of microalgae for wastewater treatment, biofuels, and bioproducts. **Biotechnology Advances**, v. 29, n. 6, p. 686-702, 2011.

CRAGGS, R.; SUTHERLAND, D.; CAMPBELL, H. Hectare-scale demonstration of high rate algal ponds for enhanced wastewater treatment and biofuel production. **Journal of Applied Phycology**, v. 24, n. 3, p. 329-337, 2012.

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

DOTAN, P.; TAL, A.; ARNON, S. A simple model for estimating the concentrations of natural estrogens in raw wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 575, p. 588-594, 2017.

EKPERUSI, A. O.; SIKOKI, F. D.; NWACHUKWU, E. O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. **Chemosphere**, v. 223, p. 285-309, 2019.

EL-KHEIR, W. A.; ISMAIL, G.; EL-NOUR, F. A.; TAWFIK, T.; HAMAAD, D. Assessment of the efficiency of duckweed (*Lemna gibba*) in wastewater treatment. **International Journal of Agriculture & Biology**, v. 9, n. 5, p. 681-687, 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, p. 798-807, 2007.

FANG, T. Y.; PRAVEENA, S. M.; ARIS, A. Z.; ISMAIL, S. N. S.; RASDI, I. Quantification of selected steroid hormones (17 β -Estradiol and 17 α -Ethinylestradiol)

in wastewater treatment plants in Klang Valley (Malaysia). **Chemosphere**, V. 215, p.153-162, jan. 2019.

FARID, M.; IRSHAD, M.; FAWAD, M.; ALIAWAN, Z.; ENEJI, A. E.; AURANGZEB, N. Effect of cyclic phytoremediation with different wetland plants on municipal wastewater. **International Journal of Phytoremediation**, v. 16, n. 6, p. 572-581, 2013.

FEDLER, C. B.; DUAN, R. Biomass production for bioenergy using recycled wastewater in a natural waste treatment system. **Resources, conservation and Recycling**, v. 55, n. 8, p. 793-800, 2011.

FRÉDÉRIC, M.; SAMIR, L.; LOUISE, M.; ABDELKRIM, A. Comprehensive modeling of mat density effect on duckweed (*Lemna minor*) growth under controlled eutrophication. **Water Research**, v. 40, n. 15, p. 2901-2910, 2006.

GARCIA, D. C. O. **Avaliação de lagoas de lemnáceas no polimento de esgoto doméstico e produção de biomassa**. 2015. 75 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2015.

GARCIA, D. C. O.; ALBERTIN, L. L.; MATSUMOTO, T. Use of a duckweed pond for the domestic wastewater polishing in Ilha Solteira, SP, Brazil. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, v. 28, n. 4, p. 477-489, 2017.

GÁRCIA-RODRIGUEZ, A. MATAMOROS, V.; FONTÀS, C.; SALVADÓ, V. The influence of *Lemna sp.* and *Spirogyra sp.* on the removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in treated wastewaters. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 7, p. 2327-2338, 2015.

GATIDOU, G.; OURSOUZIDOU, M.; STEFANATOU, A.; STASINAKIS, A. S. Removal mechanisms of benzotriazoles in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. **Science of the Total Environment**, v. 596-597, p. 12-17, 2017.

GE, X.; ZHANG, N.; PHILLIPS, G. C.; XU, J. Growing *Lemna minor* in agricultural wastewater and converting the duckweed biomass to ethanol. **Bioresource Technology**, v. 124, p. 485-488, 2012.

GENG, Q.; LI, T.; LI, P.; WANG, X.; CHU, W.; MA, Y.; MA, H.; NI, H. The accumulation, transformation, and effects of quínestrol in duckweed (*Spirodela polyrhiza*). **Science of the Total Environment**, v. 634, p.1034-1041, 2018.

GÖBEL, A.; MCADELL, C. S.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; GIGER, W. Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. **Science of the Total Environment**, v. 372, n. 2-3, p. 361-371, 2007.

GRIJALBO, L.; BECERRI, J. M.; BARRUTIA, O.; GUTIERREZ-MANERO, J.; GARCIA, J. A. L. *Lemna minor* tolerance to metal-working fluid residues: implications for rhizoremediation. **Plant Biology**, v. 18, p. 695-702, 2016.

GUO, L.; DING, Y.; XU, Y.; LI, Z.; JIN, Y.; HE, K.; FANG, Y.; ZHAO, H. Responses of *Landoltia punctata* to cobalt and nickel: Removal, growth, photosynthesis, antioxidant system and starch metabolism. **Aquatic Toxicology**, v. 190, p. 87-93, 2017.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 5, p. 433-438, 2006.

HU, S.; ZHANG, H.; SHEN, G.; YUAN, Z.; XU, T.; JI, R. Effects of 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol on the embryonic development of the clearhead icefish (*Protosalanx hyalocranius*). **Chemosphere**, v. 176, p.18-24, 2017.

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**, v. 84, p. 632-639, 2015.

IATROU, E. I.; GATIDOU, G.; DAMALAS, D.; THOMAIDIS, N. S.; STASINAKIS, A. S. Fate of antimicrobials in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. **Journal of Hazardous Materials**, v. 330, p. 116-126, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo Demográfico**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Acesso em: 06 jun. 2019.

IKEHATA, K.; JNAGHASHKAR, N. J.; EL-DIN, M. G. Degradation of aqueous pharmaceuticals by ozonation and advanced oxidation processes: a review. **Ozone: Science and Engineering**, v. 28, n. 6, p. 353-414, 2006.

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

KHELLAF, N.; ZERDAOUI, M. Development of a kinetic model for the removal of zinc using the aquatic macrophyte, *Lemna gibba* L. **Water Science & Technology**, v. 66, n. 5, p. 953-957, 2012.

KÖRNER, S.; LYATUU, G. B.; VERMAAT, J. E. The influence of *Lemna Gibba* L. on the degradation of organic material in duckweed-covered domestic wastewater. **Water Research**, v. 32, n. 10, p. 3092-3098, 1998.

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

KUFEL, L.; STRZAIĘK, M.; PRZETAKIEWICZ, A. Plant response to overcrowding – *Lemna minor* example. **Acta Oecologica**, v. 91, p.73-80, 2018.

KUTSCHERA, U.; NIKLAS, K. J. Darwin-Wallace Demons: Survival of the fastest in populations of duckweeds and the evolutionary history of an enigmatic group of angiosperms. **Plant Biology**, v. 17, n. 1, p. 24-32, 2015.

LANDESMAN, L.; CHANG, J.; YAMAMOTO, Y.; GOODWIN, J. Nutritional value of wastewater-grown duckweed for fish and shrimp feed. **World Aquaculture**, v. 33, n. 4, p. 39-40, 2002.

LANDOLT, E.; KANDELER, R. **The Family of Lemnaceae**. In: Biosystematic investigations in the family of duckweeds (*Lemnaceae*). Geobotanischen Institut der ETH, Stiftung Rubel, Zurich, v. 4, 638 p., 1987

LES, D. H.; CRAWFORD, D. J.; LANDOLT, E.; GABEL, J. D.; KIMBALL, R. T. Phylogeny and systematics of *Lemnaceae*, the duckweed Family. **Systematic Botany**, v. 27, n. 2, p. 221-240, 2002

LI, J.; CHENG, W.; XU, L.; STRONG, P. J.; CHEN, H. Antibiotic-resistant genes and antibiotic-resistant bacteria in the effluent of urban residential areas, hospitals, and a municipal wastewater treatment plant system. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 4587–4596, 2015

LI, J.; ZHOU, Q.; CAMPOS, L. C. Removal of selected emerging PPCP compounds using greater duckweed (*Spirodela polyrhiza*) based lab-scale free water constructed wetland. **Water Research**, v. 126, p. 252-261, 2017.

LI, Y.; ZHANG, F.; DAROCH, M.; TANG, J. Positive effects of duckweed polycultures on starch and protein accumulation. **Bioscience Reports**, v. 36, n. 5, p. 1-8, 2016.

MARKOU, G.; WANG, L.; YE, J.; UNC, A. Using agro-industrial wastes for the cultivation of microalgae and duckweeds: Contamination risks and biomass safety concerns. **Biotechnology Advances**, v. 36, n. 4, p. 1238-1254, 2018.

MARTINS, C. L.; CASTILHOS JÚNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 4, p. 401-410, 2010

MATOS, 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**, v. 26, p. 49–59, 2014.

MOHEDANO, R. A. **Uso de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. 2010. 270 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010

MOHEDANO, R. A.; COSTA, R. H. R.; TAVARES, F. A.; BELLI FILHO, P. High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 98-104, 2012.

MONTES-GRAJALES, D.; FENNIX-AGUDELO, M.; MIRANDA-CASTRO, W. Occurrence of personal care products as emerging chemicals of concern in water resources: A review. **Science of the Total Environment**, v. 595, p. 601-614, 2017.

MOSIER, N.; WYMAN, C.; DALE, B.; ELANDER, R.; LEE, Y. Y.; HOLTZAPPLE, M.; LANDISCH, M. Features of promising technologies for pretreatment of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 673-686, 2005.

MUGA, H. E.; MIHELICIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment Technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 437-447, 2008.

OGEDA, T. L. **Hidrólise enzimática de celuloses pré-tratadas**. 2011. 110 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

OLSSON, L.; JØRGERNSEN, H.; KROGH, K. B. R.; ROCA, C. Bioethanol Production from Lignocellulosic Material. In: DIMITRIU, S. (Ed.) **Polysaccharides: Structural Diversity and Functional Versatility**, 2nd. Ed., Cap. 42, 2005.

OZENGIN, N.; ELMACI, A. Performance of duckweed (*Lemna minor L.*) on different types of wastewater treatment. **Journal of Environmental Biology**, v. 28, n. 2, p. 307-314, 2007.

PAPADOPOULOS, A.; PARISSOPOULOS, G.; PAPADOPOULOS, F.; PAPAGIANOPOULOU, A.; KARTERIS, A. Impact of effluent recirculation on stabilization pond performance. **Water, Air and Soil Pollution: Focus**, v. 4, n. 4-5, p. 157-167, 2004.

PAPADOPOULOS, F. H.; TSIHRINTZIS, V. A. Assessment of a full-scale duckweed pond system for septage treatment. **Environmental Technology**, v. 32, n. 7, p. 795-804, 2011.

PARDINI, D. Terapia de reposição hormonal na menopausa. **Arquivos Brasileiros de Endocrinologia & Metabologia**, v. 58, n. 2, p. 172-181, 2014.

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

REINHOLD, D.; VISHWANATHAN, S.; PARK, J. J.; OH, D.; SAUNDERS, M. Assessment of plant-driven removal of emerging organic pollutants by duckweed. **Chemosphere**, v. 80, p. 687-692, 2010.

SANTOS, F. A.; QUEIRÓZ, J. H.; COLODETTE, J. L.; FERNANDES, S. A.; GUIMARÃES, V. M.; REZENDE, S. T. Potencial da palha de cana-de-açúcar para produção de etanol. **Química Nova**, v. 35, n. 5, p. 1004-1010, 2012.

SASMAZ, M.; OBEK, E.; SASMAZ, A. Bioaccumulation of Uranium and Thorium by *Lemna minor* and *Lemna gibba* in Pb-Zn-Ag Tailing Water. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 97, n. 6, p. 832-837, 2016.

SEKOMO, C. B.; ROUSSEAU, D. P. L.; SALEH, S. A.; LENS, P. N. L. Heavy metal removal in duckweed and algae ponds as a polishing step for textile wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 102-110, 2012.

SHAMMOUT, M. W.; ZAKARIA, H. Water lentils (duckweed) in Jordan irrigation ponds as a natural water bioremediation agent and protein source for broilers. **Ecological Engineering**, v. 83, p. 71–77, 2015.

SHELEF, G.; KANAREK, A. Stabilization ponds with recirculation. **Water Science and Technology**, v. 31, n. 12, p.389-397, 1995.

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

SHILTON, A. N.; POWELL, N.; GUIEYSSE, B. Plant based phosphorus recovery from wastewater via algae and macrophytes. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 884-889, 2012.

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

SMANIOTTO, F. **Enriquecimento de amido de biomassa produzida em lagoa de lemna utilizando a espécie *Landoltia punctata***. 2016. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2016.

SMOLARZ, K.; HALLMANN, A.; ZABRZANSKA, S.; PIETRASIK, A. Elevated gonadal atresia as biomarker of endocrine disruptors: Field and experimental studies using *Mytilus trossulus* (L.) and 17-alpha ethinylestradiol (EE2). **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1-2, p. 58-67, 2017.

SODA, S.; ONCHI, T.; PIRADEE, J.; TAKAI, Y.; IKE, M. Duckweed biomass as a renewable biorefinery feedstock: Ethanol and succinate production from *Wolffia globosa*. **Biomass and Bioenergy**, v. 81, p. 364-368, 2015.

SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. **Microchemical Journal**, v. 96, n. 1, p.92-98, 2010.

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

SREE, K. S.; APPENROTH, K. J. Increase of starch accumulation in the duckweed *Lemna minor* under abiotic stress. **Albanian Journal of Agricultural Sciences**, Special edition, p. 11-14, 2014.

SUDIARTO, S. I. A.; RENGAMAN, A.; CHOI, H. J. Floating aquatic plants for total nitrogen and phosphorus removal from treated swine wastewater and their biomass characteristics. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 763-769, 2019.

SUI, Q.; HUANG, J.; DENG, S.; CHEN, W.; YU, G. Seasonal variation in the occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products in different biological wastewater treatment processes. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 8, p. 3341-3348, 2011.

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

TENÁLIA, A. B. M. **Investigação de desreguladores endócrinos em estação de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização**. 2014. 97f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2014.

TETILA, M. **Uso de reator aeróbio de leito fluidizado com circulação como dispositivo de pós-tratamento do efluente de um reator UASB compartimentado tratando esgotos sanitários**. 2015. 135f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2015.

TOYAMA, T.; HANAOKA, T.; TANAKA, Y.; MORIKAWA, M.; MORI, K. Comprehensive evaluation of nitrogen removal rate and biomass, ethanol, and methane production yields by combination of four major duckweeds and three types of wastewater effluente. *Bioresource Technology*, v. 250, p. 464-473, 2018.

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

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

TUFANER, F. Post-treatment of effluents from UASB reactor treating industrial wastewater sediment by constructed wetland. *Environmental Technology*, 2018. DOI: 10.1080/09593330.2018.1514073

UYSAL, Y. Removal of chromium ions from wastewater by duckweed, *Lemna minor L.* by using a pilot system with continuous flow. *Journal of Hazardous Materials*, v. 263, p.486-492, dez. 2013.

VAN ECHELPOEL, W.; BOETS, P.; GOETHALS, P. L. M. Functional response (FR) and relative growth rate (RGR) do not show the known invasiveness of *Lemna minuta* (Kunth). *PLoS One*, v. 11, 2016.

VANHOUDT, N.; VAN GINNEKEN, P.; NAUTS, R.; VAN HEES, M. Potential of four aquatic plant species to remove ⁶⁰Co from contaminated water under changing experimental conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, p. 27187–27195, 2018.

VERMA, R.; SUTHAR, S. Lead and cadmium removal from water using duckweed – *Lemna gibba*: Impact of pH and initial metal load. **Alexandria Engineering Journal**, v. 54, n. 4, p.1297-1304, 2015.

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

WANG, W.; YANG, C.; TANG, X.; GU, X.; ZHU, Q.; PAN, K.; HU, Q.; MA, D. Effects of high ammonium level on biomass accumulation of common duckweed *Lemna minor* L. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 14202–14210, 2014.

WANG, W.; LI, R.; ZHU, Q.; TANG, X.; ZHAO, Q. Transcriptomic and physiological analysis of common duckweed *Lemna minor* responses to NH₄⁺ toxicity. **BMC Plant Biology**, v. 16, p. 1-13, 2016.

WILEY, P. E.; CAMPBELL, J. E.; MCKUIN, B. Production of biodiesel and biogas from algae: a review of process trains options. **Water Environment Research**, v. 83, n. 4, p. 326-338, 2011.

WYMAN, C. E.; DECKER, S. R.; HIMMEL, M. E.; BRADY, J. W.; SKOPEC, C. E.; VIIKARI, L. Hydrolysis of Cellulose and Hemicellulose. In: DIMITRIU, S. (Ed.) **Polysaccharides: Structural Diversity and Functional Versatility**, 2nd. Ed., 2005. p. 995-1034.

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

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

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

XU, J.; ZHAO, J.; STOMP, A. M.; CHENG, J. J. The production of duckweed as a source of biofuels. **Biofuels**, v. 3, n. 5, p. 589-601, 2012.

YIN, Y.; YU, C.; YU, L.; ZHAO, J.; SUN, C.; MA, Y.; ZHOU, G. The influence of light intensity and photoperiod on duckweed biomass and starch accumulation for bioethanol production. **Bioresource Technology**, v. 187, p. 84-90, 2015.

ZANETONI FILHO, J. A. **Produção e enriquecimento de amido de biomassa de *Landoltia punctata* no processo de polimento de esgoto doméstico, visando sua utilização na produção de etanol**. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2016.

ZANETONI FILHO, J. A. **Cultivo de *Landoltia punctata* na remoção de desreguladores endócrinos e no polimento de esgoto sanitário em lagoa com recirculação**. 2019. 116 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade

de Engenharia, Câmpus de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Ilha Solteira, 2019.

ZHANG, K.; CHEN, Y. P.; ZHANG, T. T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y.; HUANG, L.; GAO, X.; GUO, J. S. The logistic growth of duckweed (*Lemna minor*) and kinetics of ammonium uptake. **Environmental Technology**, v. 35, n. 5, p. 562–567, 2014.

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

ZHAO, X.; MOATES, G. K.; WELLNER, N.; COLLINS, S. R. A.; COLEMAN, M. J., WALDRON, K. W. Chemical characterisation and analysis of the cell wall polysaccharides of duckweed (*Lemna minor*). **Carbohydrate Polymers**, v. 14, p. 436-446, 2014.

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**, v. 163, p. 82-91, 2014a.

ZHAO, Y.; FANG, Y.; JIN, Y.; HUANG, J.; BAO, S.; FU, T.; HE, Z.; WANG, F.; WANG, M.; ZHAO, H. Pilot-scale comparison of four duckweed strains from different genera for potential application in nutrient recovery from wastewater and valuable biomass production. **Plant Biology**, v. 17, p. 82-90, 2014b.

ZHAO, Z.; SHI, H.; LIU, Y.; ZHAO, H.; SU, H.; WANG, M.; ZHAO, Y. The influence of duckweed species diversity on biomass productivity and nutrient removal efficiency in swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 167, p. 383-389, 2014.

ZHENG, S.; CUI, C.; LIANG, Q.; XIA, X.; YANG, F. Ozonation performance of WWTP secondary effluent of antibiotic manufacturing wastewater. **Chemosphere**, v. 81, p. 1159-1163, 2010.

ZHU, S.; CHEN, H.; LI, J. Sources, distribution and potential risks of pharmaceuticals and personal care products in Qingshan Lake basin, Eastern China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 96, p. 154–159, 2013.

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