

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE ENGENHARIAS E CIÊNCIAS EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS PESQUEIROS E
ENGENHARIA DE PESCA

CRISTINA VIANA SALES

Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR.

Toledo

2011

CRISTINA VIANA SALES

Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca – Nível de Mestrado, do Centro de Engenharias e Ciências Exatas, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Área de concentração: Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Nyamien Yahaut Sebastien

Toledo

2011

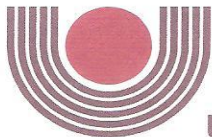
Catálogo na Publicação elaborada pela Biblioteca Universitária
UNIOESTE/Campus de Toledo.

Bibliotecária: Marilene de Fátima Donadel - CRB – 9/924

S163u Sales, Cristina Viana
Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR / Cristina Viana Sales – Toledo, PR : [s. n.], 20 11.
43 f.
Orientador: Dr. Nyamien Yahaut Sebastien
Dissertação (Mestre em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná. Campus de Toledo. Centro de Engenharias e Ciências Exatas.
1. Fitorremediação 2. Macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*) - Tratamento de efluentes 3. Macrófitas aquáticas flutuantes (*Pistia stratiotes*) – Tratamento de efluentes 4. Efluentes industriais - Tratamento - Macrófitas aquáticas flutuantes 5. Cervejaria – Tratamento de efluentes I. Sebastien, Nyamien Yahaut, Or. II. T

CDD 20. ed. 581.52632

584.32



unioeste

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

CAMPUS DE TOLEDO - CNPJ 78.680.337/0005-08

Rua Da Faculdade, 645 - Jd. Santa Maria - Fone: (45) 3379-7000 / Fax: (45) 3379-7002 - CEP 85903-000 - Toledo - PR
www.unioeste.br



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA – NÍVEL DE MESTRADO

ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Ata da reunião da Comissão Examinadora da Defesa de Dissertação da Mestranda **CRISTINA VIANA SALES**. Aos vinte e três dias do mês de agosto do ano de dois mil e onze, às quatorze horas, sob a presidência do **Prof. Dr. Nyamien Yahaut Sebastien**, em sessão pública, reuniu-se a Comissão Examinadora da defesa de Dissertação da Mestranda Cristina Viana Sales, aluna do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca, Nível de Mestrado - com área de concentração em **"RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA"**, visando a obtenção do título de **"MESTRE EM RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA"**, constituída pelos membros: Prof. Dr. Nyamien Yahaut Sebastien (Orientador - Unioeste); Prof. Dr. Ricardo Ferreira Carlos de Amorim (UFAL/Campus A. C. Simões) e Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana (Unioeste).

Iniciados os trabalhos, a candidata submeteu-se à defesa de sua dissertação, intitulada: **"USO DE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS, EICHHORNIA CRASSIPES E PISTIA STRATIOTES EM TRATAMENTO DE EFLUENTE DE CERVEJARIA NA CIDADE DE TOLEDO/PR"**.

Terminada a defesa, procedeu-se ao exame dessa prova, cujo resultado foi o seguinte, observada a ordem de argüição:

Prof. Dr. Ricardo Ferreira Carlos de Amorim.....	<i>Aprovada</i>
Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana	<i>Aprovada</i>
Prof. Dr. Nyamien Yahaut Sebastien (Orientador).....	<i>Aprovada</i>

Apurados os resultados, verificou-se que a candidata foi habilitada, fazendo jus, portanto, ao título de **"MESTRE EM RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA"**, área de concentração: **"RECURSOS PESQUEIROS E ENGENHARIA DE PESCA"**. Do que, para constar, lavrou-se a presente ata, que vai assinada pelos senhores membros da Comissão Examinadora.

Toledo/PR, 23 de agosto de 2011.

Prof. Dr. Ricardo Ferreira Carlos de Amorim

Prof. Dr. Pitágoras Augusto Piana

Prof. Dr. Nyamien Yahaut Sebastien (Orientador)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a todos aqueles que contribuíram para sua realização, principalmente a meus pais Alcídio e Jaci.

AGRADECIMENTO(S)

Nesta página muito especial deste trabalho, gostaria de agradecer a algumas pessoas, dentre as muitas que me ajudaram a realizá-lo.

Ao Grande Arquiteto do Universo, por me guiar nos caminhos de luz.

Aos meus queridos pais, pelo apoio e incentivo incondicional. Por terem me subsidiado com um maravilhoso alicerce que hoje me sustenta, baseado na confiança, amor, honestidade e luta.

Ao meu orientador Dr. Nyamien Yahaut Sebastien, pela orientação

A UNIOESTE e ao Programa *Stricto sensu* em Recursos Pesqueiros e Engenharia de Pesca pela oportunidade.

Ao GERPEL pelo apoio com a estrutura física e equipamentos.

Aos integrantes do laboratório de limnologia pela ajuda nas análises de água.

A toda equipe do Instituto de Pesquisas em Aquicultura Ambiental pela ajuda e companheirismo, principalmente em momentos como os dias de “dilúvios e vendavais” que derrubaram minha estufa por mais de uma vez.

A cervejaria Colônia por ter cedido o efluente para o experimento.

Ao Parque Tecnológico de Itaipu pela bolsa concedida.

A todos os professores e colegas do mestrado.

A meus amigos, Cássia, Mariana, Lucélia, Sília, Daniele Rosseto, Denise e pela companhia.

Ao meu amigo Lucas pela ajuda no experimento.

A Adriana Tronco pelo auxílio no laboratório.

Aos colegas do Laboratório de Ecotoxicologia e Biomanipulação pela ajuda nos experimentos.

Enfim agradeço a todos que de uma forma ou de outra fizeram com que eu esteja aqui hoje. Meu MUITO OBRIGADA!

Uso de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* em tratamento de resíduos de cervejaria na cidade de Toledo/PR.

RESUMO

O acúmulo e deposição de elevadas concentrações de matéria orgânica provocam a eutrofização de ambientes aquáticos, e uma alternativa sustentável para a retirada destes compostos é a fitorremediação. Neste estudo avaliou-se o potencial de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes, *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, no tratamento de efluente de cervejaria. O sistema de tratamento foi constituído de 8 unidades experimentais, sendo o delineamento experimental de 2 tratamentos com 4 pseudoréplicas, cada tratamento foi acoplado a um filtro mecânico, em sistema de circulação fechado. Foram analisados as variáveis temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, DQO, fósforo total, nitrogênio, nitrito e nitrato, e medida a biomassa das macrófitas aquáticas, o experimento teve duração de 21 dias, sendo as coletas feitas semanalmente. O estudo estatístico mostrou que não houve diferença estatística entre os tratamentos quanto à redução de nutrientes, no entanto as duas espécies *E. crassipes* e *P. stratiotes* se mostraram eficazes na remoção desses nutrientes. Quanto ao ganho de peso, *E. crassipes* teve maior crescimento comparado a *P. stratiotes*. O uso da fitorremediação é recomendável para o tratamento de efluentes de cervejaria devido ao baixo custo, a fácil manutenção e a eficiência das macrófitas aquáticas na remoção de nutrientes que causam a eutrofização de ambientes aquáticos.

Palavras-chave: Efluente, fitorremediação, macrófitas aquáticas.

Use of two species of aquatic macrophytes *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of waste brewery in the city of Toledo / PR.

ABSTRACT

The accumulation and deposition of high concentrations of organic matter cause the eutrophication of aquatic environments, and a sustainable alternative to the removal of these compounds is phytoremediation. This study evaluated the potential of two floating aquatic macrophytes, *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the treatment of brewery wastewater. The treatment system consisted of eight experimental units, and the experimental design 2 treatments and 4 pseudoréplicas, each treatment was coupled to a mechanical filter in closed circulation system. We analyzed the parameters temperature, electrical conductivity, pH, dissolved oxygen, turbidity, COD, total phosphorus, nitrogen, nitrite and nitrate, and measure the biomass of macrophytes, the experiment lasted 21 days, with collections made weekly. Statistical analysis showed no statistical difference between treatments for the reduction of nutrients, however the two species *E. crassipes* and *P. stratiotes* been proven effective in removing these nutrients. As for weight gain, *E. crassipes* had a higher growth compared to *P. stratiotes*. The use of phytoremediation is recommended for the treatment of brewery effluents due to low cost, easy maintenance and efficiency of aquatic macrophytes in removing nutrients that cause eutrophication of aquatic environments.

Keywords: *Effluent, phytoremediation, aquatic macrophytes.*

Dissertação elaborada e formatada
conforme as normas da publicação científica
Ciência e Agrotecnologia. Disponível em:
<<http://www.editora.ufla.br/site/index.php?id=94&menu=m9>>

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	19
3.1 Qualidade de água	19
3.2 Remoção de DQO e das formas fosfatadas e nitrogenadas.....	25
3.3 Taxa de remoção dos parâmetros físicos e químicos do efluente.....	30
3.4 Biomassa das macrófitas aquáticas.....	31
4. CONCLUSÕES.....	34
5. REFERÊNCIAS	35

1 - INTRODUÇÃO

O desafio do século XXI é promover tecnologias sustentáveis que preconizem a conservação ambiental e o uso racional dos recursos naturais. Esta meta adotada por diversos setores da economia são decorrentes do crescimento demográfico e econômico, Limons (2008).

Paralelamente o ambiente aquático vem sofrendo mudanças em sua distribuição e qualidade, tornando-se receptores finais de efluentes domésticos e industriais. Podendo futuramente prejudicar a disponibilidade de recursos hídricos. A redução de disponibilidade pode ser decorrente da poluição, contaminação e introdução de substâncias tóxicas no ambiente aquático, Tundisi et al. (1999), cuja a utilização exige um tratamento prévio e geralmente complexo e oneroso.

Nas indústrias as águas podem ser utilizadas de diversas formas, tais como: incorporação aos produtos; limpezas de pisos, tubulações e equipamentos; resfriamento, e para fins sanitários. Dependendo de sua origem as águas residuárias, contêm excrementos humanos líquidos e sólidos, produtos diversos de limpezas, resíduos alimentícios, produtos desinfetantes e pesticidas, produtos orgânicos como proteínas, açúcares, óleos e gorduras, microorganismos, os inorgânicos formados de ânions (cloretos, sulfatos, nitratos, fosfatos) e cátions (sódio, cálcio, potássio, ferro e magnésio), Becker (1978).

O lançamento destes efluentes na rede hídrica desencadeia uma sucessão de reações, resultando na progressiva degradação de sua qualidade, com crescimento maciço de organismos autotróficos e repercutindo em todo o metabolismo do corpo d'água afetado, Redding et al. (1985), Von-Sperling (1996), Esteves (1998), Xavier (2005), Soares & Mozeto (2006) e Sant'Anna (2010). Como consequência observa-se a redução dos usos múltiplos, entre eles, o uso para abastecimento urbano e rural, provoca problemas estéticos e

recreacionais, mortandade de peixes, proliferação de algas e redução da navegação, Von-Sperling (1996), diminuição da lâmina líquida e acúmulo de lodo no leito desses corpos receptores Sant'Anna (2010).

Este estado dos corpos de água é frequente tanto em áreas urbanas ou em zonas rurais, levando a uma fiscalização tanto da sociedade organizada quanto dos órgãos ambientais. As indústrias sendo principais autores de geração de efluentes devem buscar medidas que minimizem o impacto ambiental causado pela liberação, nos corpos d'água, de seus efluentes, Leitão-Júnior et al. (2007). Visando em alguns casos o reuso da água, diversos processos podem ser usados no tratamento de efluentes, dentre eles: químicos, físicos, biológicos e mistos. Entre os processos biológicos, os chamados “naturais”, que utilizam plantas aquáticas merecem destaque, por terem custo de manutenção reduzido, Barreto (2005).

Algumas plantas apresentam alternativas de tratamento de águas poluídas, através da técnica da fitorremediação, técnica que consiste em utilizar plantas para remover poluentes do ambiente ou transformá-los em formas menos perigosas para os seres vivos, Martins et al. (2007). Esses sistemas têm sido amplamente utilizados devido à capacidade extratora das plantas, as quais utilizam desses nutrientes para o seu desenvolvimento Reddy & DeBusk (1985), Sooknah & Wilkie (2004), Daives (2005) Leitão-Júnior (2007), Sipaúba-Tavares & Braga (2008).

As análises realizadas indicam o seu poder na absorção de substâncias tóxicas e formação de uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas em suspensão, Leitão-Júnior (2007). Além de seu uso em tratamento, promove o desenvolvimento de comunidades diversificadas de microorganismos, como fitoplâncton, zooplâncton, bactérias, fungos, invertebrados e outros, que também recuperam material da água para os seu próprio metabolismo, Daives (2005), Sipaúba-Tavares & Braga (2008).

Portanto a escolha de biosorventes no tratamento de efluentes deve-se ao fato da busca de alternativas ambientalmente sustentáveis para o gerenciamento dos efluentes, pelo baixo custo de investimento e manutenção, e principalmente pelo desempenho significativo na remoção de nutrientes causadores da eutrofização, Daives (2005) e Mannarino et al. (2006).

Diversas pesquisas foram realizadas demonstrando a real capacidade de remoção de nutrientes por estes organismos. Reddy & De Busk (1985) em um ensaio manipulado testaram oito espécies de macrófitas aquáticas na estações verão e inverno, com o objetivo de avaliar em qual estação as plantas absorvem maior quantidade de nutrientes, como resultado observaram que no verão a remoção de nitrogênio e fósforo foi maior que no inverno. Reidel et al. (2005) utilizaram *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluente de frigorífico para criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) avaliando o tempo de retenção nos tratamentos cinco, sete e dez dias, obtiveram resultados positivos na redução de DQO, nitrogênio total, nitrito, nitrato e amônia. Henri-Silva & Camargo (2008) utilizaram *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* no tratamento de efluentes de carcinicultura, com resultados positivos em relação a redução dos nutrientes, sendo as maiores taxas de redução para fósforo total e turbidez.

Considerando que a fitorremediação é uma alternativa sustentável de descontaminação do ambiente aquático, neste trabalho objetivou-se avaliar o potencial de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* na remoção de nutrientes de efluente de cervejaria. Testando as hipóteses de que *E. crassipes* e *P. stratiotes* são eficientes no tratamento de efluente de cervejaria, que *E. crassipes* é mais eficiente que *P. stratiotes* ou que *P. stratiotes* é mais eficiente que *E. crassipes* no tratamento de efluente de cervejaria.

2 - MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido no Instituto de Pesquisas em Aquicultura Ambiental (InPAA), (Fig. 1), localizado em Toledo – PR, pertencente à Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, durante o período de janeiro a fevereiro de 2011.



Figura. 1 – Imediações do InPAA – Instituto de Pesquisas em Aquicultura Ambiental.

Os sistemas de tratamento de efluentes foram constituídos de 8 unidades experimentais de fibra de vidro com capacidade de 250 litros, instalados sob estufa de plástico e sombrite de 75% de sombreamento, para não haver influência da chuva. O delineamento experimental foi constituído de 2 tratamentos com 4 pseudoréplicas, sendo cada tratamento constituído de um sistema fechado e acoplado a um filtro mecânico, para a retirada da matéria orgânica grosseira contida no efluente, (Fig. 2) A circulação do efluente foi realizada com o auxílio de uma bomba submersa com capacidade de 650 L/h. Os tratamentos foram compostos de: *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* (Fig. 3 e 4).



Figura. 2 – Modelo do experimento.



Figura. 3 – Exemplo de *Eichhornia crassipes*.



Figura. 4- Exemplar de *Pistia stratiotes*.

As macrófitas aquáticas utilizadas nas unidades experimentais foram coletadas de tanques escavados do InPAA, (Fig. 5). Após a coleta nos tanques, as plantas foram padronizadas por tamanho cerca de 20 cm de altura para *E. crassipes* e 25 cm de circunferência da roseta de *P. stratiotes* e lavadas com água corrente a fim de retirar todas as impurezas contidas nas mesmas, para não influenciar no experimento. Foram colocados 15 indivíduos de cada espécie em cada unidade experimental.



Figura. 5 – Macrófitas aquáticas dispostas em tanque escavado.

O efluente foi proveniente de uma indústria cervejeira, que produz além de cerveja, refrigerante e chope. A coleta foi feita em dia de produção total, quando todas as fases de fabricação são realizadas. Foi utilizado o efluente bruto, ou seja, sem qualquer tipo de tratamento prévio, (Fig. 6).

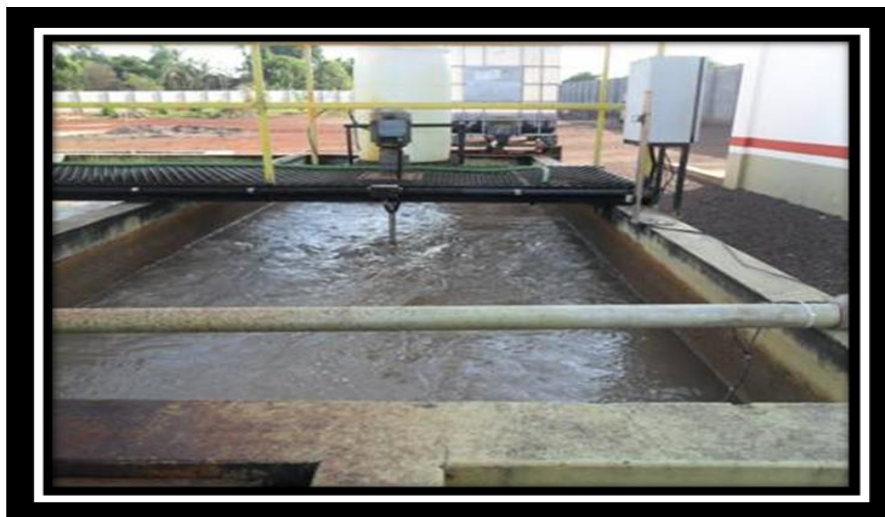


Figura. 6- Vista do 1º tanque de disposição do efluente de cervejaria.

Inicialmente foi feita a caracterização do efluente e posteriormente as coletas para análise em laboratório foram realizadas semanalmente.

As medidas de temperatura (T°) foram retiradas com oxímetro de marca YSI® modelo 550A, o potencial hidrogeniônico (pH) com aparelho da marca Digimed e modelo DM2P – V1.1, a condutividade com condutivímetro da marca Digimed e modelo DM3P – V1.2, turbidez com turbidímetro da marca Quimi, modelo Q-279PiR – TURB e oxigênio dissolvido (OD) com oxímetro de marca YSI® modelo 550A. As determinações de demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrogênio, nitrito e nitrato foram realizadas de acordo com o método de APHA (2005).

As amostras foram colocadas em frascos de polietileno e condicionadas em gelo, depois levadas para o Laboratório de Limnologia, do Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia (GERPEL) – UNIOESTE/Toledo, para posteriores análises.

Semanalmente, as plantas foram removidas das unidades experimentais e pesadas, para a determinação da biomassa, posteriormente foram devolvidas às suas respectivas unidades experimentais. Antes da pesagem, o excesso de água retido nas raízes das plantas foi retirado, deixando-se a água escorrer por aproximadamente 5 minutos.

Os resultados das variáveis limnológicas: temperatura, condutividade, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, demanda química de oxigênio, fósforo total, nitrogênio, nitrito, nitrato e da biomassa foram submetidos a análises de variância (ANOVA de medidas repetidas) e as médias, quando diferentes, foram comparadas pelo teste Tukey ($P < 0,05$).

O programa utilizado para as análises estatísticas foi o *Statistica 7.0*[®].

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização inicial do efluente bruto e os padrões de lançamento de efluente em água doce, Resolução CONAMA 357 (Tab. 1).

Tabela 01. Caracterização inicial do efluente de cervejaria e os padrões de lançamento de efluente em águas doces.

Item	Efluente Bruto	CONAMA 357
Temperatura (°C)	29,6 ± 0,22	-
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	614,37 ± 7,78	-
pH	7,13 ± 0,28	6,0 a 9,0
Oxigênio dissolvido mg/L	0,08 ± 0,01	> 6 mg/L
Turbidez (NTU)	8,75 ± 3,05	< 40NTU
DQO mg/L	19,30 ± 2,46	-
Fósforo Total mg/L	8,06 ± 1,06	< 0,01 mg/L
Nitrogênio mg/L	2,39 ± 0,74	< 10 mg/L
Nitrito mg/L	0,11 ± 0,01	< 1,0 mg/L
Nitrato mg/L	11,97 ± 0,87	< 2,0 mg/L

3.1 - Qualidade de água

O estudo comparativo dos valores médios mostrou que não houve diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) entre os valores das médias para temperatura entre os tratamentos, porém houve alterações nesse parâmetro durante o tempo de desenvolvimento do experimento (Fig. 7). A queda de temperatura no 7º e 14º dia de experimento deve-se a chuvas ocorridas no dia.

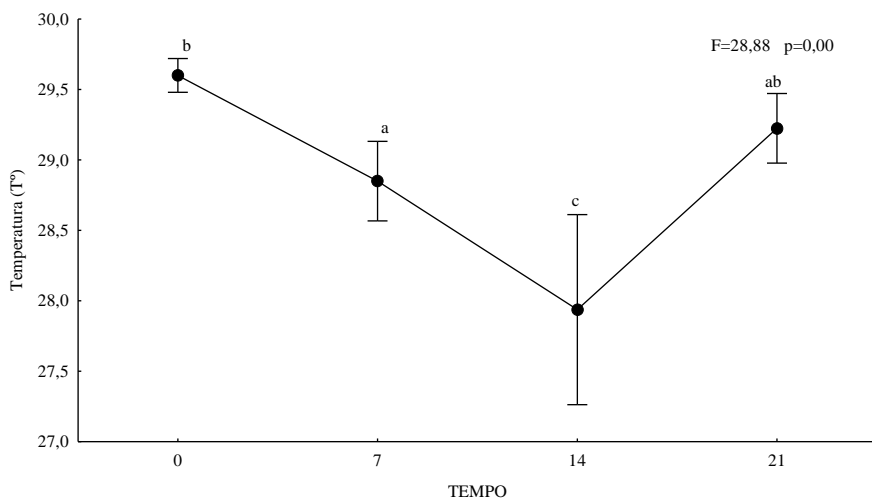


Figura 7 - Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de temperatura, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

O estudo comparativo das médias mostrou que houve diferença significativa entre os tratamentos e em função do tempo para os parâmetros condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido e turbidez (Fig. 8; 9; 10 e 11).

Quanto a condutividade elétrica houve uma sensível redução, sendo a mais acentuada no 14º dia, para ambas as espécies de macrófitas, porém se comparadas às médias observa-se que *E. crassipes* foi mais eficiente que *P. stratiotes*, uma vez que as médias encontradas foram de $423,25 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $459,50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente.

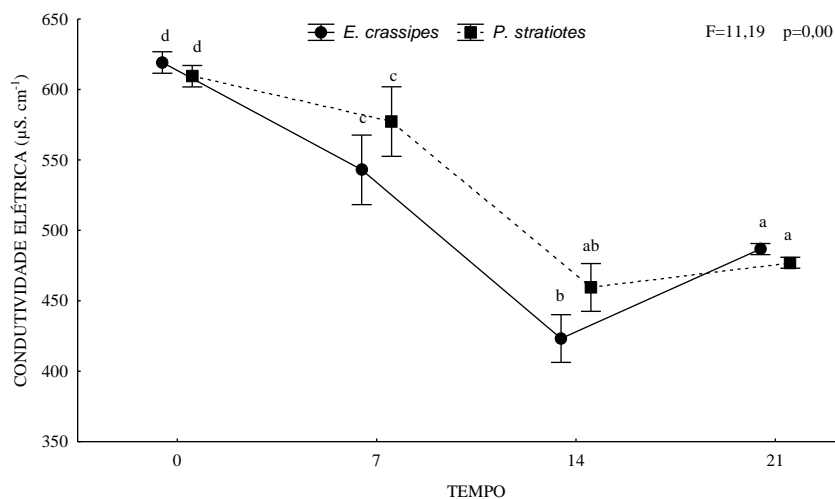


Figura 8 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de condutividade elétrica, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Os valores médios do pH obtiveram diferença na 2^a coleta, com valores elevados de 8,45 e 9,00 para *E. crassipes* e *P. stratiotes* respectivamente. Posteriormente, na 3^a e 4^a coletas esses valores reduziram. No tratamento com *E. crassipes* as concentrações inicial e final foram de 6,90 e 7,50, aumentando a concentração da neutralidade para levemente básico e no tratamento com *P. stratiotes* a concentração inicial e final foram de 7,35 e 8,05 partindo também da neutralidade para levemente básico.

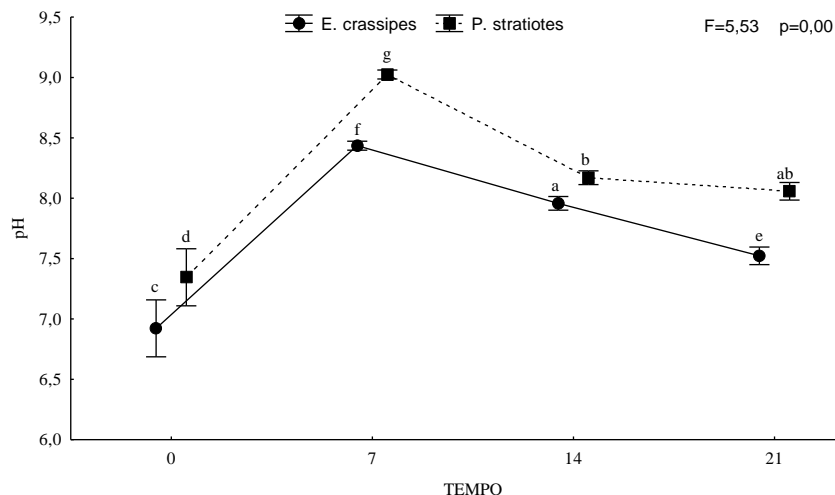


Figura 9 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de pH, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

O acréscimo do pH no meio deve-se provavelmente à fotossíntese pelo fitoplâncton, que ao assimilar o CO_2 disponível na água, aumenta os valores de pH do meio, Henry-Silva & Camargo (2000; 2008); Wetzel (2001), a absorção de CO_2 no meio leva a formação de bicarbonato (HCO_3^-), o que também corrobora para o aumento do pH; proporcionando um meio desejável aos organismos e a biodegradação da matéria orgânica, auxiliando a redução dos nutrientes, Esteves (1998).

Resultados semelhantes foram encontrados por Mesquita Filho (2008), em efluentes de carcinicultura tratado com macrófitas aquáticas flutuantes, no qual o pH ficou dentro do limite de 7,80 a 8,5. Reddy & De Busk (1985) também obtiveram resultados de pH alcalino num sistema enriquecido de fósforo e nitrogênio, tratado com 8 espécies de macrófitas aquáticas. No entanto Hussar & Bastos (2008) relataram uma redução do pH entre 7,9 e 6,2 em efluentes de piscicultura tratados com Aguapé.

Em relação ao oxigênio dissolvido para ambos os tratamentos houve aumento. Para o tratamento com *E. crassipes* a concentração inicial e final foram de 0,09mg/L e 4,2mg/L e para o tratamento com *P. stratiotes* a concentração inicial e final foram de 0,06mg/L e

5,54mg/L. Conforme a Resolução CONAMA 357 o padrão de oxigênio dissolvido em águas doces que recebem cargas de efluente deve estar acima de 6 mg/L, neste trabalho os valores finais de oxigênio dissolvido estão próximos ao estabelecido na legislação, o que demonstra a eficiência do tratamento.

Na 2ª coleta no tratamento com *E. crassipes* não houve acréscimo do teor de oxigênio dissolvido no meio, porém houve aumento expressivo na 3ª coleta e sensível redução na 4ª coleta.

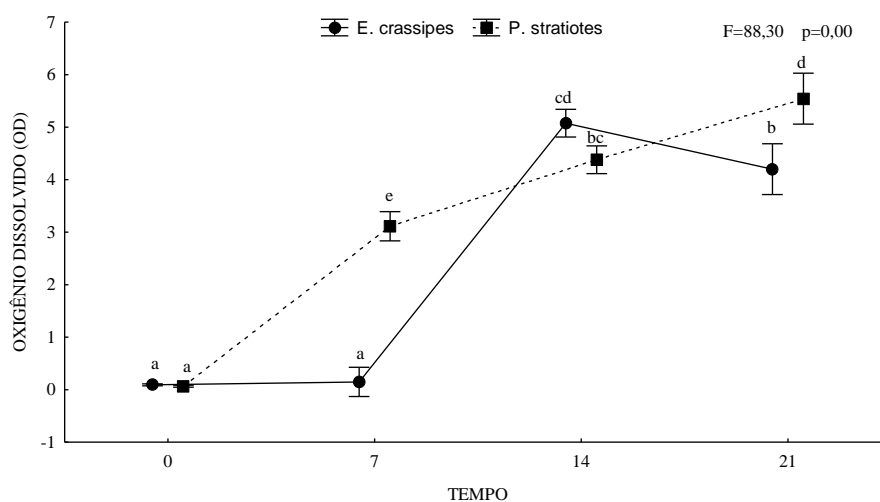


Figura10 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de oxigênio dissolvido, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

O teor de oxigênio elevou-se a cada coleta, em ambos os tratamentos, indicando redução de matéria orgânica e menor consumo do mesmo. Resultados semelhantes foram encontrados por Leopoldo e Conte (2006). No entanto Freitas (2010) tratando efluente de piscicultura com *E. crassipes* e probióticos, observou reduções sensíveis de oxigênio dissolvido, na ordem de 9,61 mg/L para 6,60mg/L e 8,71mg/L para 6,10mg/L. Reddy & DeBusk (1985) constataram que em sistemas de tratamento de efluente com macrófitas aquáticas com grandes lâminas foliares, como *E. crassipe* e *Hydrocotyle umbellata* as

concentrações de oxigênio foram baixas, entre 2,4 e 3,9mg/L. Ambos os resultados foram ocasionados devido o sombreamento da coluna d'água proporcionado pela biomassa das macrófitas aquáticas.

Para o parâmetro turbidez no tratamento com *E. crassipes* a concentração inicial foi de 9,45 NTU e final de 1,4 NTU, obtendo redução de 85,20%, para o tratamento com *P. stratiotes* a concentração inicial foi de 8,05 NTU e final de 4,34 NTU obtendo redução de 46%. O tratamento com *E. crassipes* foi mais eficiente quanto a remoção da turbidez. Este fato pode ser devido ao crescimento radicular dessas espécies e a pouca profundidade dos tanques, que provavelmente criaram condições favoráveis para a adsorção e precipitação do material particulado em suspensão, resultado semelhante foi encontrado por Henry-Silva & Camargo (2008), em tratamento de efluente de carcinicultura com macrófitas aquáticas flutuantes.

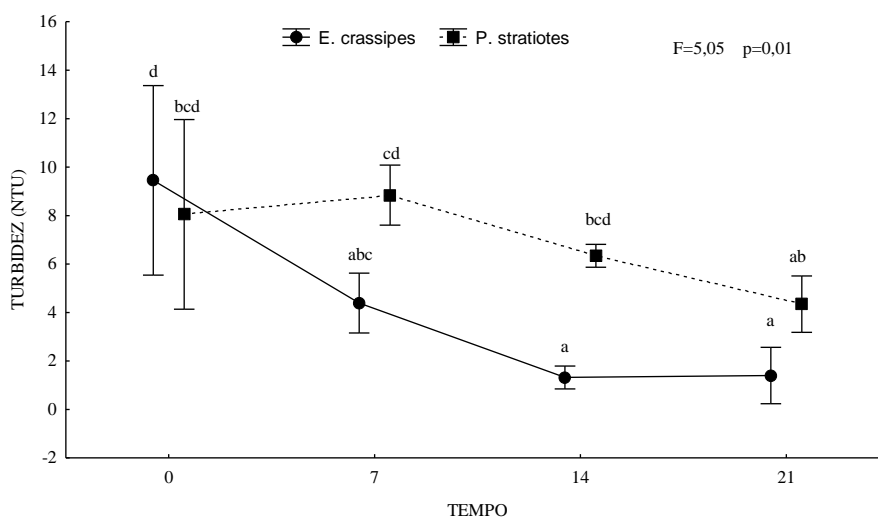


Figura 11 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de Turbidez, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Pode-se considerar que houve interação entre a redução da condutividade elétrica, aumento do pH do oxigênio dissolvido e redução da turbidez. Esses aspectos encontrados demonstram a diminuição da matéria orgânica e melhora no aspecto físico do efluente

demonstrado pela redução da turbidez. A turbidez além de ter redução comprovada através da medição em aparelho específico, também foi visualizada, uma vez que o efluente ao ser colocado no sistema tinha coloração marrom e ao final do experimento ficou com uma coloração transparente. Pode-se observar também melhora no odor do efluente.

Porém deve-se mensurar que em relação ao aumento de oxigênio dissolvido no meio o tratamento com *P. stratiotes* foi mais eficiente, porém para turbidez o tratamento com *E. crassipes* teve maior eficiência .

3.2 Remoção de DQO e das formas fosfatadas e nitrogenadas

Os valores de DQO não apresentaram diferença significativa ($p < 0,05$) em relação aos tratamentos, porém apresentaram diferença estatística quanto à evolução do tempo (Fig. 12). No tratamento com *E. crassipes* houve 78,25% de remoção de DQO, sendo a concentrações inicial e final de 19,10mg/L e 4,15mg/L, no tratamento com *P. stratiotes* a redução foi de 80,60%, sendo a concentração inicial e final de 19,50mg/L e 3,80mg/L.

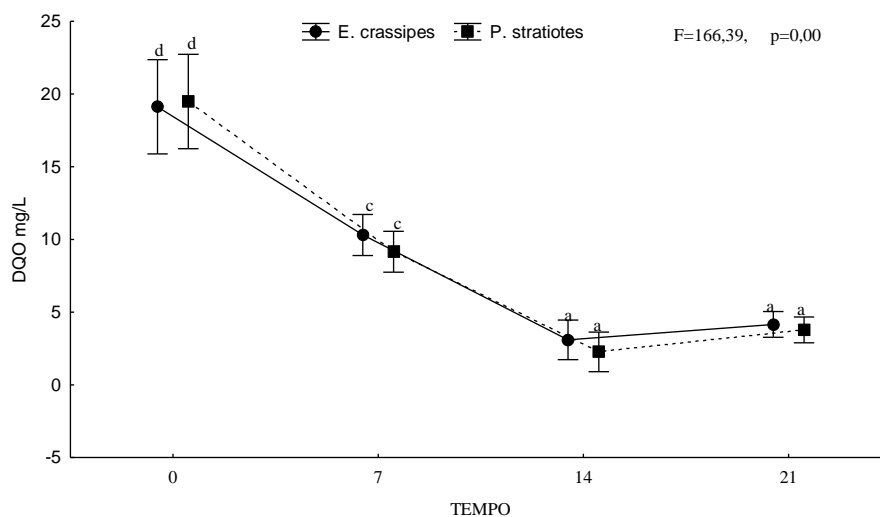


Figura 12 - Médias \pm 95% de confiança para os valores de DQO, obtido nos tratamentos em função das coletas.

A redução da DQO significa a redução da carga orgânica presente no meio, resultados

semelhantes a este trabalho foram encontrados por Oron et al. (1987) que obtiveram eficiência de 73,4% em dez dias de retenção, utilizando *Lemna gibba*, no tratamento de efluente doméstico.

Mansor (1998), trabalhando com macrófitas e águas residuárias de um centro de pesquisas químicas, biológicas e agrícolas, obteve redução final de DQO na ordem de 82,74% com leitos cultivados com uma espécie de *Typha* e de 75,4% com leitos cultivados com *Eleocharis fistulosa*.

Os valores de fósforo total apresentaram diferença estatística ($p < 0,05$) quanto a evolução do tempo e na interação de tempo e tratamento (Fig. 13), sendo que na coleta do 7º dia *E. crassipes* foi mais eficiente que *P. stratiotes* na remoção de nutrientes. No tratamento com *E. crassipes* houve redução de 66,45%, sendo a concentração inicial de 8,08mg/L e final de 2,71mg/L. Para o tratamento com *P. stratiotes* houve redução de 57,20%, a concentração inicial foi de 8,04mg/L e final de 3,44mg/L.

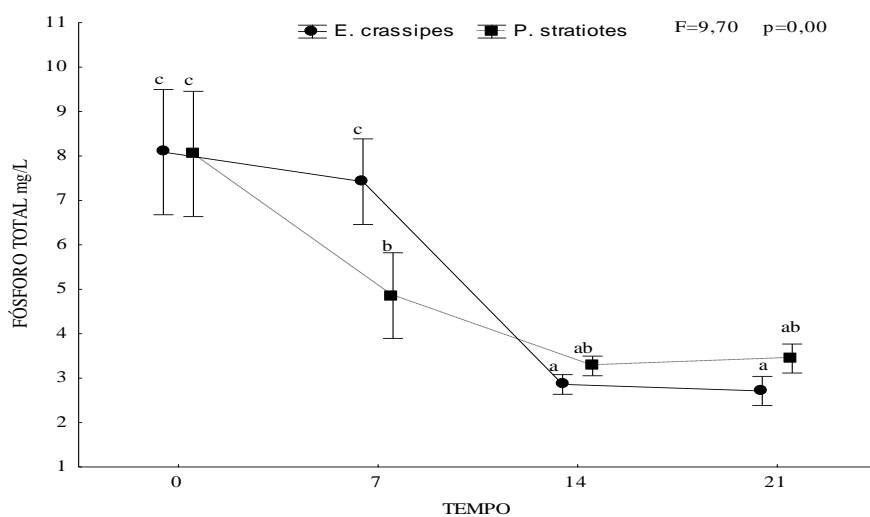


Figura 13 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de Fósforo total, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Ao contrário do nitrogênio, o fósforo foi removido pela demanda das plantas, Barreto (2005). A capacidade de absorção de fósforo pelas plantas depende da frequência de coleta, taxa de crescimento e disponibilidade do fósforo Igbal (1999) *apud* Tavares et al. (2008).

Loures et al. (2006) obtiveram redução de 47,46% de fósforo total, em um sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial, cultivados com *Cynodon dactylon*. Segundo estes autores os resultados estão dentro do intervalo de 40 a 60% obtidos por USEPA (1981) e próximo do valor de 50% citado por Campos (1999). Resultado semelhante foi encontrado neste trabalho no tempo de retenção de 15 dias e por Manfrinato (1989) que utilizou *E. crassipes* no tratamento de água do rio Piracicaba, no qual obteve redução de 47% de fósforo total.

No entanto Reddy & De Busk (1985) obtiveram 74% de remoção de fósforo utilizando *Pistia stratiotes* em um trabalho onde observaram 8 espécies de macrófitas na redução de N e P de um sistema enriquecido com esse nutriente. Henry-Silva & Camargo (2008) em efluentes de carcinultura observaram redução em 71,6% por *E. crassipes* e 69,9% por *P. stratiotes* e 72,1% por *E. crassipes* + *P. stratiotes*. Freitas (2010), no tratamento de efluente de piscicultura utilizou *E. crassipes* e probióticos, em um primeiro tratamento, *E. crassipes* sem probióticos obteve 85,8% de redução de fósforo total, no segundo tratamento sem *E. crassipes* e com probióticos obteve redução de 25,0% de remoção e no terceiro tratamento com *E. crassipes* e probióticos obteve redução de 89,0%. Esses resultados mostram que a retirada de fósforo total pelas macrófitas aquáticas depende da natureza e da carga orgânica do efluente.

Para as formas nitrogenadas não houve diferença significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos para o parâmetro Nitrogênio, porém houve diferença estatística em função do tempo (Fig. 14). Houve redução de 88,20%, de nitrogênio no tratamento com *E. crassipes*, sendo a concentração inicial e final de 2,43mg/L e 0,29mg/L. Para o tratamento com *P. stratiotes* a redução de nitrogênio foi de 93,15%, sendo a concentração inicial e final de 2,35mg/L e 0,16mg/L.

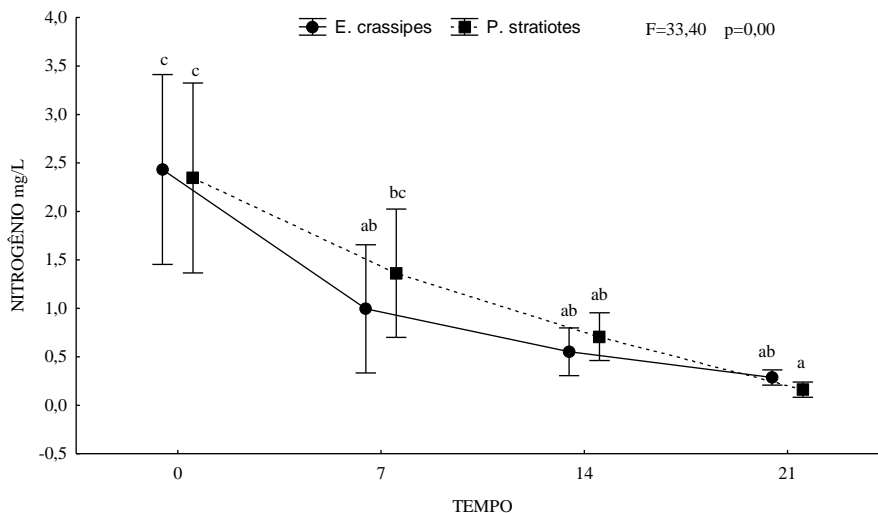


Figura 14 - Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de Nitrogênio, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Não houve diferença significativa ($p > 0,05$) para o parâmetro nitrato entre os tratamentos, porém houve diferença em função do tempo (Fig. 15). Para o tratamento com *E. crassipes* houve redução de 57,80%, sendo a concentração inicial e final de 12,50mg/L e 5,25mg/L. No tratamento com *P. stratiotes* houve redução de 65,55%, com concentração inicial e final de 11,45mg/L e 5,10mg/L.

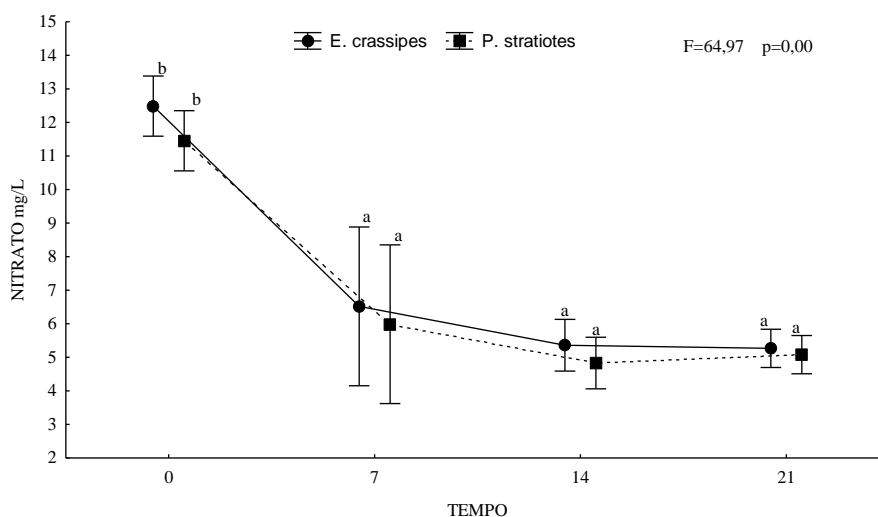


Figura 15 - Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de Nitrato, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Em relação ao parâmetro Nitrito, não houve diferença estatística significativa ($p > 0,05$) entre os tratamentos, porém houve diferença em relação ao tempo (Fig. 16). No tratamento com *P. stratiotes* houve redução de 31,40%, sendo a concentração inicial e final de 0,10mg/L e 0,07mg/L. No tratamento com *P. stratiotes* houve redução de 55,65%, sendo a concentração inicial e final de 0,11mg/L e 0,05mg/L.

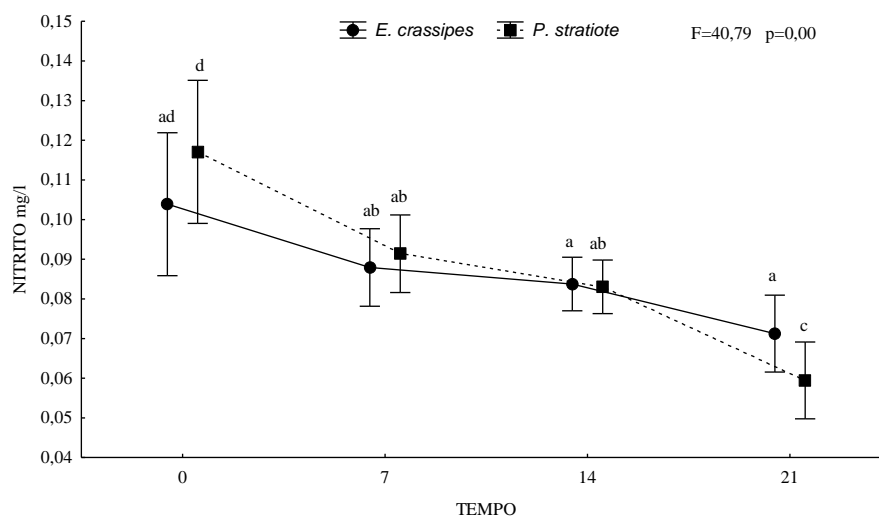


Figura 16 - Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores de Nitrito, obtidos nos tratamentos em função das coletas.

Os valores de nitrogênio encontrados nesse trabalho superam os encontrados por Mannarino et al. (2006) que trabalharam com *Typha angustifolia* no tratamento de um aterro sanitário, e obtiveram redução de nitrogênio em 45%. No entanto, Reidel et al. (2005), utilizaram *E. crassipes* no tratamento de efluente de frigorífico em três tempos de retenção, cinco, sete e dez dias e obtiveram reduções de nitrogênio total na ordem de 80%, 94,96% e 91%, de nitrito e nitrato em relação ao tempo de detenção de dez dias, obtiveram 90 e 100% de remoção, concluindo foram influenciados pelo tempo de retenção. Silva (2005) no tratamento de efluente de carcinicultura utilizando *Eichhornia crassipes* obteve maiores taxas

de redução de nitrito dentre as formas nitrogenadas, 54,3%, valor equivalente ao encontrado neste trabalho.

Já Tavares et al. (2008), utilizaram *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluente de suinocultura e observaram incremento de nitrato no sistema e consequente diminuição de nitrito, devido ao processo de nitrificação, após o 14º dia esse valor diminuiu gradativamente sugerindo o processo de desnitrificação. É importante salientar que além da absorção direta pela planta também ocorrem os processos de desnitrificação, responsáveis pela maior remoção de nitrogênio presente no efluente Vermatt & Hanif (1998).

Redding et al. (1985), utilizando macrófitas de diferentes grupos ecológicos, no tratamento de efluente de piscicultura obtiveram reduções de nitrato em 3,3% por *Azolla filiculoides*, 5,9% por *Elodea muttalli* e 15,4% por *Rorippa nasturtium-aquaticum*, indicando que a redução dos nutrientes depende da espécie de macrófitas aquáticas utilizadas.

3.3 - Taxa de remoção dos parâmetros físicos e químicos do efluente

A taxa de remoção em porcentagem para os parâmetros turbidez, DQO, fósforo total, nitrogênio, nitrito e nitrato em função dos tratamentos estão na Figura 17.

A taxa de remoção para turbidez foi de 85,20% para o tratamento com *E. crassipes* enquanto que para *P. stratiotes* a redução foi de 46%. Para a DQO a redução foi de 78,25% para *E. crassipes* e de 80,60% para *P. stratiotes*. Para fósforo total a taxa de redução foi de 66,45% e 57,20% para *E. crassipes* e *P. stratiotes* respectivamente.

Para os compostos nitrogenados a taxa de redução foi de: nitrogênio 88,20 e 93,10; nitrito 31,40% e 49,20% e nitrato 57,80% e 55,65% para os tratamentos com *E. crassipes* e *P. stratiotes* respectivamente.

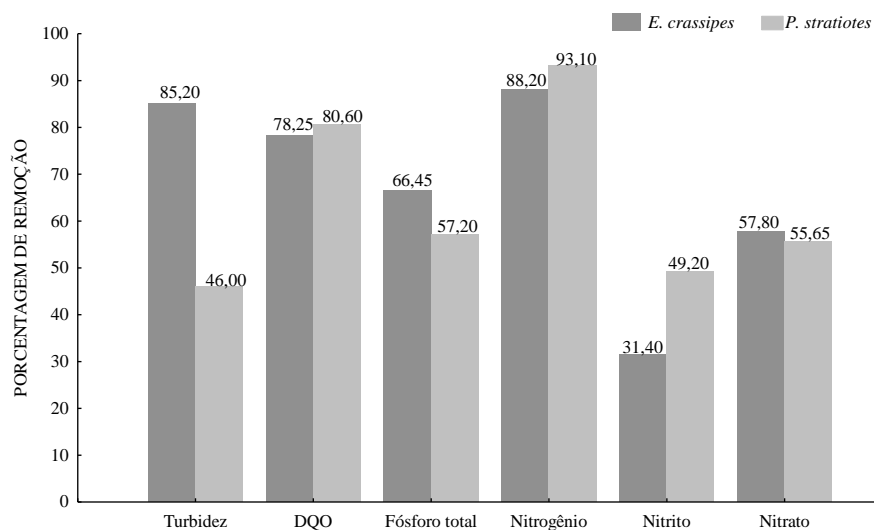


Fig.17- Remoção em porcentagem de Turbidez, DQO, Fósforo total, Nitrogênio, Nitrito e Nitrato pelos sistemas de tratamento de efluente *E. crassipes* e *P. stratiotes*.

3.4 - Biomassa das macrófitas aquáticas

A média da biomassa inicial para cada tratamento foi de 487.80g para *E. crassipes* e de 474,90g para *P. stratiotes*.

Quanto ao ganho de peso das macrófitas aquáticas houve diferença estatística significativa ($p > 0,05$) em relação aos tratamentos e evolução do tempo, (Fig. 18). No tratamento com *E. crassipes* houve 454.61% de ganho de peso em relação ao peso inicial, sendo o peso inicial e final de 487,80g e 2.217,60g. No tratamento com *P. stratiotes* houve 162.92% de ganho de peso em relação ao peso inicial, sendo o peso inicial e final de 474,90g e 773,75g.

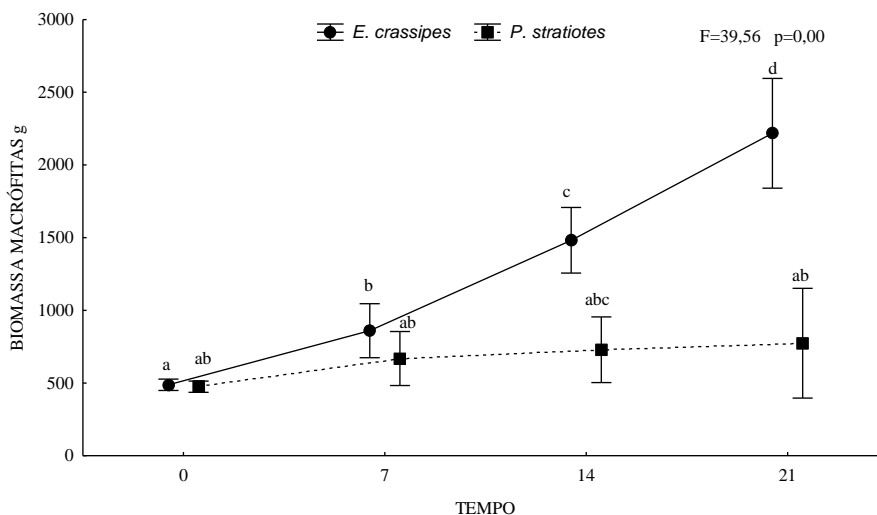


Figura 18 – Média \pm 95% de intervalo de confiança para os valores do ganho de peso das macrófitas aquáticas *E. crassipes* e *P. stratiotes* em função das coletas.

E. crassipes apresentou grande capacidade de produção de biomassa, fato que pode estar relacionado a temperatura, pois a temperatura durante o experimento foi ideal ao desenvolvimento dessa espécie, que segundo Pedralli (1996) deve estar entre 25 e 31°C. Enquanto que *P. stratiotes* requer menor temperatura para o seu desenvolvimento.

No entanto Gentelini et al. (2008) utilizando efluente de piscicultura orgânica para avaliar o ganho de peso de macrófitas, observaram que *E. crassipes* apresentou grande capacidade no ganho de peso, apesar da temperatura do efluente ter se mantido baixa, em torno de 18,7°C, valor inferior ao recomendado por Gentelini et al. (2008), esse fato demonstra a grande facilidade desta espécie em adaptação a variadas temperaturas.

O ganho de peso de *E. crassipes* foi maior que o de *P. stratiotes*. Resultados semelhantes foram encontrados por Henry-Silva & Camargo (2008), demonstrando que a utilização de *E. crassipes* é mais aconselhada no tratamento de efluente de carcinicultura se houver aproveitamento da biomassa, porém em razão da maior facilidade de remoção da biomassa vegetal excedente é aconselhável *P. stratiotes*.

No tratamento de efluente de cervejaria é aconselhável utilizar *E. crassipes*, se a biomassa vegetal for utilizada para outro fim, no entanto se a biomassa não tiver um fim adequado recomenda-se utilizar *P. stratiotes*, pois a taxa de remoção final comparando as duas espécies é semelhante, e comparando a biomassa das duas espécies utilizadas, *P. stratiotes* tem menor crescimento.

4 – CONCLUSÕES

As macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* foram eficientes na remoção da condutividade elétrica, turbidez, DQO, fósforo total, nitrogênio, nitrato, nitrito e aumento de oxigênio dissolvido, sendo então recomendável na utilização para a fitorremediação de efluentes de cervejaria.

Se houver uma forma de utilização das macrófitas aquáticas após o processo de fitorremediação recomenda-se o uso de *E. crassipes*, uma vez que, ambas as espécies foram eficientes na redução de nutrientes e essa espécie teve maior ganho de peso.

Não havendo forma de reutilização das macrófitas aquáticas logo após o processo de fitorremediação, recomenda-se a utilização de *P. stratiotes* por ter menor ganho de peso, evitando o acúmulo de matéria orgânica no ambiente.

5 – REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, USA: American Public Health Association, 2005. 1134p.

BARRETO, C.O. **Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração**. São Paulo: UNICAMP, 2005. 53p.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA n. 357, de 17 de março de 2005. **Classificação dos corpos de água**. Diário Oficial da União. Brasília, 18 março de 2005.

CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999. 435p.

DAVIS, L. **A handbook of constructed wetlands**. USEPA: 2005. 53p.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 601p.

FREITAS, F.V. **Biorremediação em efluentes de piscicultura utilizando macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (Ponrederiaceae) e probióticos**. Campina Grande, Universidade Estadual de Paraíba, 2010. 41p.

GENTELINI, A.L.; GOMES, S.D.; FEIDEN, A.; ZENATTI, D.; SAMPAIO, S.C.; e COLDEBELLA, A. Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. **Revista Semina Ciências Agrárias**, v.29, n.2, p.441-448, 2008.

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

_____ Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v.37, n. 2, p. 181-188. 2008.

HUSSAR, G. J. BASTOS, M. C. Tratamento de efluente de piscicultura com macrófitas aquáticas flutuantes. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n.3, p.274-285, 2008.

Iqbal, S. 1999. Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. 91p. IN: TAVARES et al. Desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a sustentabilidade da atividade. **Revista Biotemas**, v.21, p. 17-27, 2008.

LEITÃO-JÚNIOR, A.M.L.; SOARES, D.Z.; GUIMARÃES, A.A.; BIANCHI, J.L.; REZENDE, L.D.; OLIVEIRA, G.M. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v.8, n.23, p.8-19, 2007

LIMONS, R.S. Avaliação do potencial de utilização da macrófita aquática seca *Salvinia* sp. no tratamento de efluentes de fecularia. Toledo: UNIOESTE, Dissertação de Mestrado, 2008. 101 p.

MANFRINATO, E.S. Avaliação do método edafo-fitodepuração para tratamento preliminar de águas. Piracicaba: USP/ESALQ, Dissertação de Mestrado, 1989. 98p.

MANNARINO, C.F.; FERREIRA, J.A.; CAMPOS, J.C.; RITTER, E. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – Experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v.11, n. 2, p.108-112, 2006.

MANSOR, M.T.C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias.** Dissertação (Mestrado Engenharia Agrícola/Água e Sôo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas: Campinas,1998.

MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C.B.; FAVARETTO, N.; BOEGER, M.R.T. E OLIVEIRA, E.B. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. v.11, n.3, p. 324-330. 2007.

MESQUITA FILHO. J.J. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura.** Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) –

Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista - CAUNESP. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2008.

NAIME, R. e GARCIA, A.C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos em Engenharia**, São Leopoldo RS, v.1, n.2, p.9-20, 2005.

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

PEDRALLI, G. Aguapé: biologia, manejo e uso sustentado. **Estudos de Biologia**, Curitiba, v. 4, n. 40, p. 33-53, 1996.

PETRUCIO, M.M. e ESTEVES, F.A. Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.2, p.229-236, 1999.

REDDING, T.; TODD, S. e MIDLEN, A.. The treatment of aquaculture wastewater – A botanical approach. **Journal of Environmental Quality**, v.50, n3, p.459-462, 1985.

REDDY, K.R.; DeBUSK, W.F. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **Journal of Environmental Quality**, v.14, n.4, p.459-462. 1985.

REIDEL, A. et al.; DAMASCENO, S.; ZENATTI, D.C.; SAMPAIO, S.C.; FEIDEN, A.; E QUEIROZ, M.M.F. Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita

aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola**, Campina Grande, v.9, p. 181-185. 2005.

LEOPOLDO, P.R. & CONTE, M.L. Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes domésticos. **In**: Congresso Interoamericano de ingeniería sanitária y ambiental, México. Anais. México: AIDIS, p.1-8. 1996.

SANTA'ANNA, J.R, G. L. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. **Interciência**, Rio de Janeiro, 2010. 418p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. Constructed wetland in wastewater treatment. **Acta Scientiarum**. Maringá, v.30, p. 261-265, 2008.

SOARES, A.; MOZETO, A.A. Water quality in the Tietê reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP-Brasil) and nutrient fluxes across the Sediment-Water interface (Barra Bonita). **Acta Limnologica Brasiliensis**. V.18, p. 247-266. 2006.

SOOKNAH, R.D. e WILKIE, A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecological Engineering**. v.22, p. 27-42. 2004.

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

TUNDISI, J.G.; TUNIDISI, T.M.; ROCHA, O. Ecosystemas de águas interiores. In: REBOUÇAS, A.C.; Braga, B.; Tundisi, L.G. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: **Escrituras**, cap.5, p.153-194. 1999

USEPA. **Process design manual for land treatment of municipal wastewater**. Cincinnati:EP, 1981. 194 p.

VERMATT, J. e HANIF, K. M. Performance of common duckweed species (*Lemnaceae*) and the water-fern *Azolla filiculoides* on different types of waste water. **Water Research**,v.32, p.2569-2576, 1998.

VON-SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996. 243p.

XAVIER, C. da F., DIAS, L.N., BRUNKOW,R.F. Eutrofização. IN. LIMA, M.R. **Atributos de solos e macrófitas aquáticas flutuantes**: uma contribuição à sustentabilidade agrícola e ambiental na baía do rio Irai (PR). Tese. Universidade Federal do Paraná. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná: Curitiba. Paraná. 2005. 128p.

WETZEL, R.G. **Limnology**: Lakes and river ecosystems. San Diego: Academic Press, 2001. 1006 p.