

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

ANDRÉ LUIS VILANOVA RIBEIRO

UTILIZAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS

VOLTA REDONDA
2017

ANDRÉ LUIS VILANOVA RIBEIRO

**UTILIZAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Freitas Branco

Co-orientadores: Prof^ª. Dra. Fabiana Soares dos Santos
Prof. Dr. André Marques dos Santos

Volta Redonda, RJ
2017

R484 Ribeiro, André Luis Vilanova.

Utilização de leitos cultivados para o tratamento de efluentes sanitários / André Luis Vilanova Ribeiro; orientador: Ricardo de Freitas Branco; coorientadora: Fabiana Soares dos Santos; coorientador: André Marques dos Santos – Volta Redonda, 2017.

120 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental)
– Universidade Federal Fluminense, 2017.

1. Água residuária. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Sustentabilidade. 4. Efluentes sanitários. I. Branco, Ricardo de Freitas; II. Santos, Fabiana Soares dos. III. Santos, André Marques dos. IV. Título.

CDD 628.35

ANDRÉ LUIS VILANOVA RIBEIRO

**UTILIZAÇÃO DE LEITOS CULTIVADOS
PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS**

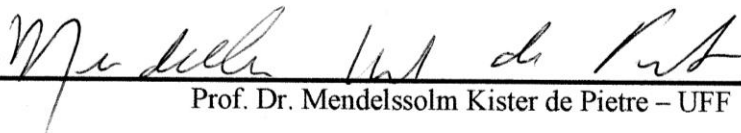
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Aprovada em 18 de abril de 2017.

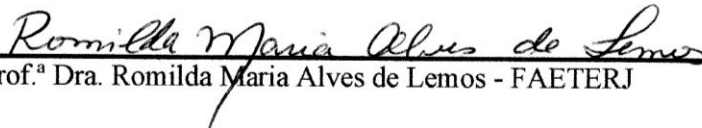
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Ricardo de Freitas Branco – UFF
Orientador



Prof. Dr. Mendelssolm Kister de Pietre – UFF



Prof.^a Dra. Romilda Maria Alves de Lemos - FAETERJ

Volta Redonda
2017

A minha mãe Maria Tereza e ao meu pai Eduardo pela vida, pela educação e pelo apoio, cada um a sua maneira, e a todos aqueles que acreditam num mundo melhor, com maior integração e respeito à natureza, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por sua bondade infinita.

A minha família, pelo apoio, em especial, ao meu tio Israel, pelas viagens de carro até Volta Redonda para que eu pudesse assistir às aulas de segunda-feira e pela ajuda na coleta das macrófitas aquáticas.

Aos meus amigos, pelo apoio e palavras de incentivo.

Aos colegas de trabalho, pelo incentivo.

Ao Professor Dr. Ricardo de Freitas Branco, pela orientação deste trabalho.

À Professora Dra. Fabiana Soares dos Santos, pela co-orientação deste trabalho e pelo suporte na parte experimental.

Ao Professor Dr. André Marques dos Santos, pela co-orientação deste trabalho, pelo suporte na parte experimental e contribuição para as análises realizadas.

À Professora Dra. Carla Andreia da Cunha Martins, pela colaboração com as análises no Laboratório de Solos e Água.

A todos os docentes do Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental da UFF.

Aos colegas de curso, pela convivência fraterna.

Aos estagiários que contribuíram com a pesquisa, em especial, à Livia e ao André.

Aos amigos que fiz no Laboratório de Solos e Água.

“Sem o passo inicial, ninguém vence as distâncias.”

Divaldo Franco, ditado pelo Espírito Joanna de Ângelis

RESUMO

O lançamento, em corpos aquáticos, de águas residuárias não tratadas tem comprometido a qualidade e a disponibilidade de água doce no planeta. Uma forma de resolver este problema é investir no tratamento de águas residuárias, sobretudo de efluentes sanitários. No entanto, os sistemas convencionais de tratamento representam elevados custos para os países em desenvolvimento, como o Brasil. Assim, os sistemas de leitos cultivados constituem-se em uma alternativa ecológica, pois são baseados nos mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas e, por isso, possuem baixo custo de implantação, operação e manutenção. No entanto, as pesquisas com estes sistemas no Brasil ainda são recentes. Este trabalho teve como objetivo avaliar, por meio de bioensaios, a viabilidade de utilização de leitos cultivados com as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* para o tratamento de efluentes sanitários, pós-tratamento secundário, provenientes da Estação de Tratamento da UFF – Campus Aterrado. Foram montados, inicialmente, 27 vasos simulando leitos cultivados com *P. stratiotes*, divididos em: vasos com efluente vegetados (leitos experimentais), vasos somente com efluente (leitos controles) e vasos com solução nutritiva vegetados (leitos testemunhas). Posteriormente, foram montados 36 vasos simulando leitos cultivados com *E. crassipes*, com parte aérea alta, e com número diferente de plantas por vaso (1, 2 e 3), sendo divididos em: vasos com efluente vegetados (leitos experimentais) e vasos com apenas efluente (leitos controles). A eficiência do tratamento em ambos os bioensaios foi avaliada em função de quatro Tempos de Detenção Hidráulica (TDH): 0, 7, 14 e 21 dias. O último bioensaio consistiu na avaliação da variação do ciclo de cultivo e do aspecto morfológico da *E. crassipes* com a montagem de 12 vasos simulando leitos cultivados, divididos em: vasos com plantas com parte aérea alta e vasos com plantas com parte aérea baixa (leitos experimentais) e vasos somente com efluente (leitos controles). A eficiência do tratamento foi avaliada em função de três TDH: 0, 14 e 28 dias. Em todos os bioensaios foram analisados os seguintes parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal e nitrato. Os resultados obtidos, antes e após o tratamento realizado nos leitos cultivados, foram comparados com alguns dos padrões de lançamento em corpos d'água para efluentes sanitários estabelecidos pelas legislações ambientais nacional e estadual vigentes, de modo a avaliar se o efluente tratado atendia a esses padrões. Para os bioensaios com *E. crassipes* foram realizadas análises da massa fresca para avaliar os efeitos da absorção e assimilação de nitrogênio nas formas $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$ e N-amino livre e da massa seca para avaliar o crescimento das plantas e determinar o teor de N-total. Em relação ao bioensaio com *P. stratiotes*, foi observada a morte de todos os espécimes dos leitos experimentais, ao final do TDH 7 dias. Além disso, os resultados das análises físico-químicas para o TDH 7 dias demonstraram que os leitos cultivados com *P. stratiotes* não foram eficientes para o tratamento do efluente sanitário analisado. O primeiro bioensaio com *E. crassipes* evidenciou a possibilidade de utilização de leitos cultivados com esta macrófita aquática para a remoção do nitrogênio amoniacal do efluente sanitário analisado. No entanto, devido à fitotoxicidade apresentada pelas plantas, ao longo dos TDH avaliados, e ao efeito de saturação para a absorção de $N-NH_4^+$ no TDH 14 dias, os leitos controles foram mais eficientes na remoção do nitrogênio amoniacal, ao final do experimento. Com o segundo bioensaio, obteve-se 100% de eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal do efluente analisado, ao final do experimento, evidenciando a viabilidade de utilização de leitos cultivados com *E. crassipes* para o tratamento de efluentes sanitários pós-tratamento secundário.

Palavras-chave: águas residuárias, macrófitas aquáticas, sustentabilidade, tratamento biológico.

ABSTRACT

Untreated wastewater discharged in bodies of water has compromised the quality and availability of fresh water on the planet. One way to solve this problem is to invest in wastewater treatment, particularly of domestic sewages. However, conventional treatment systems are costly for developing countries as Brazil. Thus, the constructed wetlands systems represent an ecological alternative because they are based on self-purification mechanisms that occur in wetlands and therefore have a low cost of implementation, operation and maintenance. However, researches on these systems are still recent in Brazil. This study aims to evaluate, through bioassays, the viability of using constructed wetlands with aquatic macrophytes *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in the treatment of secondary post-treatment domestic sewage from the UFF Treatment Plant - *Campus Atterrado*. Initially, 27 pots were assembled simulating constructed wetlands with *P. stratiotes*, divided in: pots vegetated with effluent (experimental constructed wetlands), pots with only effluent (controls) and pots vegetated with nutrient solution (witnesses). Posteriorly, 36 pots were assembled simulating constructed wetlands with *E. crassipes*, with high aerial part, and with different number of plants per pot (1, 2 and 3), being divided into: pots vegetated with effluent (experimental constructed wetlands) and pots only with effluent (controls). The treatment efficiency in both bioassays was evaluated as a function of four Hydraulic Detention Times (HDT): 0, 7, 14 and 21 days. The last bioassay consisted of evaluating the variation of the cultivation cycle and the morphological aspect of *E. crassipes* with the assembly of 12 pots simulating constructed wetlands, divided into: pots with plants with high aerial part and pots with plants with low aerial part (experimental constructed wetlands) and pots with only effluent (controls). The treatment efficiency was evaluated as a function of three HDT: 0, 14 and 28 days. In all the bioassays the following physical-chemical parameters were analyzed: temperature, pH, electrical conductivity, ammonia nitrogen and nitrate. The results obtained before and after treatment in the constructed wetlands were compared with some of the discharge standards for domestic sewages established by current national and state environmental legislation in order to assess whether the treated effluent met those requirements standards. For the *E. crassipes* bioassays, fresh mass analyzes were performed to evaluate the effects of nitrogen uptake and assimilation in the forms of $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ and free amino-N and dry mass to evaluate plants growth and to determine the content of total-N. In relation to the bioassay with *P. stratiotes*, the death of all the specimens of the experimental constructed wetlands was observed, at the end of the HDT 7 days. In addition, the results of the physical-chemical analyzes for HDT 7 days showed that the constructed wetlands with *P. stratiotes* were not efficient for the treatment of the domestic sewage analyzed. The first bioassay with *E. crassipes* evidenced the possibility of using constructed wetlands with this aquatic macrophyte for the removal of ammonia nitrogen from the domestic sewage analyzed. However, due to the phytotoxicity presented by the plants, along the evaluated HDT, and to the saturation effect for $\text{NH}_4^+\text{-N}$ absorption in the HDT 14 days, the controls were more efficient in the removal of ammonia nitrogen at the end of the experiment. With the second bioassay, 100% efficiency was obtained in the removal of ammonia nitrogen from the analyzed effluent, at the end of the experiment, evidencing the viability of constructed wetlands with *E. crassipes* for the treatment of secondary post-treatment domestic sewages.

Keywords: wastewater, aquatic macrophytes, sustainability, biological treatment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. As setas de linha cheia representam os processos identificados na figura e as com linhas tracejadas representam os passos intermediários da nitrificação. N _{ORG} = Nitrogênio orgânico.	28
Figura 2. Dissipação do gradiente de pH na transmembrana provocado por altos níveis de amônio.	33
Figura 3. Leito cultivado de fluxo superficial.	38
Figura 4. Leito cultivado de fluxo subsuperficial.	38
Figura 5. Leito cultivado de fluxo vertical.	39
Figura 6. Classificação das macrófitas aquáticas.	52
Figura 7. Desenho esquemático da <i>Pistia stratiotes</i>	56
Figura 8. Desenho esquemático da <i>Eichhornia crassipes</i>	57
Figura 9. Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da UFF – Campus Atterrado. (a) Vista frontal da ETE, com destaque para o poço de recalque e para os dois reatores UASB; (b) Vista lateral da ETE; (c) Vista frontal da ETE, com destaque para os filtros anaeróbios de fluxo ascendente, a caixa de passagem e a ligação com a rede coletora; (d) Detalhe da saída do efluente da ETE.	63
Figura 10. Coleta do efluente.	63
Figura 11. “Lago do Pavilhão de Química” da UFRRJ. (a) Vista frontal; (b) Vista lateral, com detalhe do “tapete” de macrófitas aquáticas formado pelos espécimes de <i>P. stratiotes</i>	64
Figura 12. Espécimes de <i>P. stratiotes</i> coletados para o estudo.	65
Figura 13. Lavagem das raízes dos espécimes de <i>P. stratiotes</i>	65
Figura 14. Adaptação dos espécimes de <i>P. stratiotes</i> em água deionizada.	66
Figura 15. Montagem dos leitos cultivados com <i>P. stratiotes</i> : (a) vista frontal e (b) vista aérea.	67
Figura 16. Setor de Aquicultura da UFRRJ.	68
Figura 17. Espécimes de <i>E. crassipes</i> coletados para o estudo.	68
Figura 18. Lavagem das raízes dos espécimes de <i>E. crassipes</i>	69
Figura 19. Adaptação dos espécimes de <i>E. crassipes</i> em água deionizada.	69
Figura 20. Detalhe dos espécimes de <i>E. crassipes</i> coletados com parte aérea baixa (plantas A2).	70
Figura 21. Adaptação dos espécimes de <i>E. crassipes</i> (A1 e A2 em água deionizada).	71
Figura 22. Montagem dos leitos cultivados do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	72

Figura 23. Montagem dos leitos cultivados com os espécimes de <i>E. crassipes</i> A1 e A2: (a) ciclo de cultivo do TDH 14 dias e (b) ciclo de cultivo do TDH 28 dias.	73
Figura 24. Preparo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> para a análise da massa fresca.....	76
Figura 25. Adaptação dos espécimes de <i>P. stratiotes</i> após o TDH de 7 dias: (a) vista geral do experimento, com todos os tratamentos; (b) vista aérea do tratamento correspondente ao TDH de 7 dias.....	79
Figura 26. Eficiência de remoção da condutividade elétrica para o primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	89
Figura 27. Eficiência de remoção de N-amoniaco para o primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	91
Figura 28. Eficiência de remoção da condutividade elétrica para o segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i> . Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.	95
Figura 29. Eficiência de remoção de N-amoniaco para o segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i> . Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.	97
Figura 30. Teores médios de N-NH ₄ ⁺ (μmoles gm ⁻¹) em espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.	100
Figura 31. Teores médios de N-amino livre (μmoles gm ⁻¹) em espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.	101
Figura 32. Aspecto qualitativo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 7 dias.	102
Figura 33. Aspecto qualitativo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 14 dias.	102
Figura 34. Aspecto qualitativo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 21 dias.	103
Figura 35. Médias do número de folhas saudáveis do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i> , para os TDH 7, 14 e 21 dias: (a) número de folhas inicial e (b) número de folhas final.	104
Figura 36. Teores médios de N-total (%) em espécimes de <i>E. crassipes</i> do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.	106
Figura 37. Teores médios de N-amino livre (μmoles gm ⁻¹) em espécimes de <i>E. crassipes</i> do segundo bioensaio, nas plantas controles e nos TDH 7 e 28 dias. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.	108
Figura 38. Aspecto qualitativo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> do segundo bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 14 dias.	109
Figura 39. Aspecto qualitativo dos espécimes de <i>E. crassipes</i> do segundo bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 28 dias.	109

Figura 40. Médias do número de folhas saudáveis do segundo bioensaio com *E. crassipes*, para os TDH 14 e 28 dias: (a) número de folhas inicial e (b) número de folhas final. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.110

Figura 41. Teores médios de N-total (%) em espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio, nas plantas controles e nos TDH 14 e 28 dias. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.111

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.	36
Tabela 2. Desempenho de um sistema de LCFSS avaliado por Costa <i>et al.</i> (2003).....	43
Tabela 3. Eficiência no tratamento de esgoto da estação compacta desenvolvida por Ribas (2007), a partir das reduções médias entre o efluente bruto e o tratado.	46
Tabela 4. Valores dos parâmetros utilizados no monitoramento do efluente.	48
Tabela 5. Eficiência do tratamento do efluente no leito cultivado antes e após o plantio das mudas de <i>Typha</i> sp.	50
Tabela 6. Resultados médios dos parâmetros condutividade elétrica, N-amoniacoal e nitrato analisados para o efluente e para os leitos experimentais e controles.	81
Tabela 7. Resultados médios dos parâmetros condutividade elétrica, N-amoniacoal e nitrato analisados para a solução nutritiva e para os leitos testemunhas.	82
Tabela 8. Resultados médios para a temperatura do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	85
Tabela 9. Resultados médios para o pH do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	86
Tabela 10. Resultados médios para a condutividade elétrica do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	88
Tabela 11. Resultados médios para o N-amoniacoal do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i>	90
Tabela 12. Resultados médios para a temperatura do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i>	93
Tabela 13. Resultados médios para o pH do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i>	94
Tabela 14. Resultados médios para a condutividade elétrica do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i>	95
Tabela 15. Resultados médios para o N-amoniacoal do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i>	97
Tabela 16. Médias do número de folhas saudáveis, inicial e final, do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i> , para os TDH 7, 14 e 21 dias.	104
Tabela 17. Valores médios da massa seca do primeiro bioensaio com <i>E. crassipes</i> , ao longo dos TDH avaliados: 0, 7, 14 e 21 dias.	106
Tabela 18. Médias do número de folhas saudáveis, inicial e final, do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i> , para os TDH 14 e 28 dias.	110
Tabela 19. Valores médios da massa seca do segundo bioensaio com <i>E. crassipes</i> , para as plantas controles e para os TDH avaliados: 14 e 28 dias.	111

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CE: Condutividade Elétrica

CECA: Comissão Estadual de Controle Ambiental

CLAE: Cromatografia Líquida de Alta Eficiência

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA: Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul

CV: Coeficiente de Variação

CW: *Constructed wetlands*

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

Eq.: Equação

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos

gmf: Grama de massa fresca

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

LC: Leitões Cultivados

LCFS: Leitões Cultivados de Fluxo Superficial

LCFSS: Leitões Cultivados de Fluxo Subsuperficial

LCFV: Leitões Cultivados de Fluxo Vertical

LO: Licença de Operação

OD: Oxigênio Dissolvido

pH: Potencial Hidrogeniônico

PVC: Policloreto de Vinila

RAC: Reator Anaeróbico Compartimentado

SS: Sólidos Suspensos

SSed: Sólidos Sedimentáveis

SST: Sólidos Suspensos Totais

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

UFC: Unidade Formadora de Colônia

UFP: Unidade Formadora de Placa

SUMÁRIO

1	Introdução	18
2	Objetivo	21
2.1	Objetivos específicos.....	21
3	Revisão da literatura.....	22
3.1	Panorama da degradação dos recursos hídricos	22
3.2	O nitrogênio	25
3.2.1	Padrões de lançamento para efluentes	29
3.2.2	Absorção e assimilação do nitrogênio em plantas	31
3.3	Leitos cultivados	34
3.3.1	Tipos de leitos cultivados	37
3.3.2	Pesquisas com leitos cultivados no Brasil.....	39
3.4	A importância das macrófitas aquáticas nos leitos cultivados	51
3.4.1	Papel das macrófitas aquáticas em leitos cultivados	53
3.4.2	A <i>Pistia stratiotes</i>	56
3.4.3	A <i>Eichhornia crassipes</i>	57
3.4.4	Utilização de <i>P. stratiotes</i> e <i>E. crassipes</i> em pesquisas com leitos cultivados.....	58
4	Metodologia	62
4.1	Local do estudo e do efluente utilizado	62
4.2	Bioensaio com <i>P. stratiotes</i>	64
4.2.1	Coleta e adaptação dos espécimes de <i>P. stratiotes</i>	64
4.2.2	Montagem dos leitos cultivados com <i>P. stratiotes</i>	66
4.2.3	Coleta e preservação das amostras.....	67
4.3	Bioensaios com <i>E. crassipes</i>	67
4.3.1	Coleta e adaptação dos espécimes de <i>E. crassipes</i>	67
4.3.2	Montagem dos leitos cultivados com <i>E. crassipes</i>	71
4.3.3	Coleta e preservação das amostras.....	73

4.4 Métodos analíticos.....	73
5 Resultados e Discussão	79
5.1 Bioensaio com <i>P. stratiotes</i>	79
5.1.1 Adaptação dos espécimes	79
5.1.2 Análises físico-químicas.....	80
5.2 Bioensaios com <i>E. crassipes</i>	84
5.2.1 Bioensaio preliminar com <i>E. crassipes</i>	84
5.2.2 I Bioensaio com <i>E. crassipes</i>	85
5.2.3 II Bioensaio com <i>E. crassipes</i>	93
5.3 Absorção e assimilação de nitrogênio e adaptação dos espécimes de <i>E. crassipes</i>	98
5.3.1 I Bioensaio com <i>E. crassipes</i>	99
5.3.2 II Bioensaio com <i>E. crassipes</i>	107
6 Conclusão.....	113
Referências Bibliográficas	114

1 Introdução

A água é a substância mais abundante no planeta. Distribuída nos seus estados líquido, sólido e gasoso pelos oceanos, rios e lagos, nas calotas polares e geleiras, no ar e no subsolo, a água é o elemento mais importante para a sobrevivência da espécie humana, bem como de toda a vida na Terra (BASSOI e MENEGON JÚNIOR, 2014).

Embora a maior parte do nosso planeta seja constituída por água, a maioria dela corresponde à água salgada e apenas uma pequena parcela está disponível na forma de água doce¹. Como assinalam Bassoi e Menegon Júnior (2014), a água dos oceanos representa cerca de 96% do total disponível no planeta. Se somados às águas salgadas subterrâneas e a de lagos de água salgada, totaliza 98% da água do planeta, a princípio, indisponível para diversos usos. Da água doce restante, aproximadamente 2% do total, cerca de 70% está na forma de gelo na atmosfera e 30% está distribuída nas águas subterrâneas, a maior parte em grandes profundidades (e, portanto, inacessíveis), e nas águas superficiais. Isso significa que o estoque de água doce que, de alguma forma, pode estar disponível para o uso do homem, é de cerca de 0,3% ou 4 milhões de km³ e se encontra principalmente no solo. A parcela disponibilizada nos cursos de água é a menor de todas; exatamente de onde retiramos a maior parte para uso nas mais diversas finalidades e onde, invariavelmente, lançamos os resíduos dessa utilização.

Além disso, a água também se distribui de forma heterogênea na superfície terrestre. Segundo Barbosa (2014), muitas áreas que sofrem com falta de água são aquelas onde altas densidades populacionais convergem com baixa disponibilidade de água doce. A Ásia, por exemplo, que concentra 60% da população mundial possui apenas 28% dos recursos hídricos do planeta, ao passo que o continente americano, com cerca de 14% dos habitantes do globo, possui a maior parcela, 45%. Na ponta do lápis, segundo a Organização das Nações Unidas (ONU), oito em cada dez pessoas vivem na metade mais seca do planeta, que além da Ásia inclui o Oriente Médio e parte do Norte da África. Bassoi e Menegon Júnior (2014) ressaltam que, mesmo no Brasil, que possui a maior disponibilidade hídrica do planeta, com cerca de 13,8% do deflúvio médio mundial (5.744 km³ ano⁻¹), essa situação não é diferente, visto que 68,5% dos recursos hídricos estão localizados na região Norte, onde habitam cerca de 7% da população brasileira; 6% estão na região Sudeste, com quase 43% da população e o maior

¹ Considera-se água doce aquela cuja concentração de sais minerais está por volta de 0,5 g L⁻¹, principalmente cloretos e sulfatos. Água salgada é aquela cuja concentração de sais está acima de 3 g L⁻¹, principalmente cloretos e sulfatos. A salinidade é um importante condicionador das espécies aquáticas, uma vez que são raras as espécies que sobrevivem em água doce e salgada, em decorrência, principalmente, das diferentes condições de equilíbrio osmótico existentes entre as duas situações (BRAGA *et al.*, 2005).

parque industrial da América Latina. Na região Nordeste, onde vivem 29% da população, estão disponíveis apenas 3% dos recursos hídricos.

A água doce é fundamental para atender as diferentes necessidades humanas, tais como: produção de alimentos, de energia, de bens de consumo, além de ser indispensável para a higiene pessoal, o lazer, etc. A água também tem a capacidade, dentro de certos limites, de assimilar e remover poluentes, por meio de processos físicos, químicos e biológicos.

Contudo, o elevado crescimento populacional tem provocado uma pressão sobre os recursos hídricos. Conforme Wetzel (1993), um fator importante a ser considerado quando se faz a análise dos recursos de água doce é que tanto o desenvolvimento das populações humanas como a utilização da água doce se fazem segundo uma curva exponencial. O problema reside na falsa ideia de que a reserva de recursos finitos de água na Terra pode ser constantemente aumentada para acompanhar as exigências do crescimento exponencial.

A crescente exploração dos recursos hídricos provoca a deterioração dos ecossistemas aquáticos, devido ao lançamento de diferentes tipos de águas residuárias, em geral, sem nenhum tipo de tratamento, por exemplo, efluentes sanitários e industriais, águas de escoamento superficial de atividades agrícolas, etc. Como resultado, as águas tornam-se poluídas e contaminadas, o que compromete a sua disponibilidade em quantidade e qualidade para atender as diferentes necessidades humanas.

O investimento em coleta e tratamento de efluentes, sobretudo de efluentes sanitários, é fundamental para solucionar esse problema, pois segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, que é o sistema apropriado, marca pouco superior à observada na pesquisa anterior, realizada em 2000, que registrava 52,2%. Além disso, apenas 28,5% dos municípios brasileiros fizeram tratamento de seu esgoto, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursos hídricos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuíam coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) o trataram (IBGE, 2010). Barbosa (2014) ressalta que quase 40% das residências brasileiras ainda não têm acesso à coleta e ao tratamento de esgoto. A surpreendente leniência na expansão desses serviços básicos, que estão sob responsabilidade do poder público, reflete um Brasil medieval, que ainda carece, em grande escala, de condições mínimas para uma vida saudável.

Este déficit na área de saneamento básico em nosso país tem propiciado a volta de inúmeras doenças consideradas como erradicadas ou mesmo eliminadas do nosso cotidiano, e

contribuído para a poluição dos nossos mananciais. No meio urbano estas situações são identificadas pela população com mais facilidade e frequência graças à proximidade dos focos de contaminação das moradias e pela constante divulgação destes problemas nos veículos de comunicação. Mas as ações efetivas para resolução deste problema são demoradas, pois dependem da construção de grandes sistemas de tratamento de águas residuárias que são onerosos, gigantescos e nem sempre valorizados pela população (VALENTIM, 1999).

Para Borges *et al.* (2003), o grande problema enfrentado pelos países do terceiro mundo e também por aqueles em desenvolvimento quanto ao saneamento básico consiste no alto custo dos projetos e de suas implantações, acarretando maior endividamento e remanejamento de recursos de outros setores, também considerados essenciais e prioritários, como a saúde e a educação.

Portanto, faz-se necessário investir em sistemas que sejam mais simples, descentralizados, que possuam baixo custo de implantação, operação e manutenção. Um exemplo de sistema de tratamento de águas residuárias que reúne essas características, além de outras vantagens, é o de leitos cultivados (LC). Os LC reproduzem os mecanismos de remoção de poluentes que ocorrem em áreas alagadas naturais (pântanos, brejos, várzeas de rios, etc.), dispensam o uso de energia elétrica e de produtos químicos para o tratamento, podem ser aplicados para diferentes finalidades e possuem boa adequação paisagística. Porém, no Brasil, as pesquisas com LC são recentes. Como ressalta Mustafa (2013), os países desenvolvidos têm se empenhado para controlar os micropoluentes, ao passo que os países em desenvolvimento ainda estão lutando para controlar os macropoluentes (matéria orgânica, nutrientes e patógenos). Os LC têm se mostrado eficientes no controle dos macropoluentes.

Diante deste contexto, o presente trabalho visa avaliar, por meio de bioensaios com as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, a possibilidade de utilização de LC para o tratamento de efluentes sanitários.

2 Objetivo

Avaliar a viabilidade de utilização de leitos cultivados com as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* para o tratamento de efluentes sanitários, pós-tratamento secundário, provenientes da Estação de Tratamento da Universidade Federal Fluminense (UFF) do *Campus Aterrado*, em Volta Redonda, RJ.

2.1 Objetivos específicos

- Avaliar a eficiência de LC no tratamento de efluentes sanitários em função de quatro Tempos de Detenção Hidráulica (TDH): 0, 7, 14 e 21 dias;
- Avaliar a eficiência de LC com variação do tempo de cultivo e do aspecto morfológico de *E. crassipes* no tratamento de efluentes sanitários em função de três TDH: 0, 14 e 28 dias;
- Avaliar a contribuição das macrófitas aquáticas *P. stratiotes* e *E. crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal (N-amoniaco) do efluente;
- Analisar os resultados obtidos, antes e após o tratamento realizado nos LC, comparando-os com alguns dos padrões de lançamento em corpos d'água de efluentes sanitários estabelecidos pelas legislações ambientais nacional e estadual vigentes – a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 e a Norma Técnica NT-202.R-10/1986 da Comissão Estadual de Controle Ambiental (CECA);
- Analisar os efeitos da absorção e assimilação de nitrogênio (N) em *E. crassipes*, por meio da quantificação dos teores de N-NH_4^+ , N-NO_3^- e N-amino livre na massa fresca e dos teores de N-total na massa seca;
- Verificar o crescimento dos espécimes de *E. crassipes*, por meio da quantificação da massa seca.

3 Revisão da literatura

3.1 Panorama da degradação dos recursos hídricos

O elevado crescimento da demanda por água doce em todo o mundo para o abastecimento doméstico, industrial e produção de alimentos através da agricultura irrigada, demonstra como na atualidade as atividades humanas estão dependentes da disponibilidade deste recurso natural (ESTEVES e MENEZES, 2011). De acordo com Hussar *et al.* (2004), a necessidade cada vez maior de água doce, resultante do crescimento demográfico, leva ao aumento de todo tipo de águas residuárias e a um processo de deterioração dos recursos hídricos.

Segundo Esteves e Menezes (2011), especialmente ao longo do século XX, o homem criou um grande número de produtos químicos que tiveram e ainda tem importante papel na degradação da qualidade da água. Entre estes produtos estão aqueles que contêm metais pesados, defensivos agrícolas e adubos químicos, com elevadas concentrações de nutrientes à base de fosfato e de compostos nitrogenados. Estes compostos tornam-se a grande ameaça à água do lençol freático, dos rios, lagos e lagoas em todo o mundo. Contudo, de acordo com os referidos autores, no Brasil, as principais fontes de degradação dos recursos de água doce são efluentes sanitários e industriais, que são lançados nos corpos de águas continentais na quase totalidade sem nenhuma forma de tratamento. O resultado do lançamento de efluentes não tratados é a degradação ecológica e sanitária dos corpos d'água, com grandes prejuízos ecológicos, econômicos e sociais.

Os efluentes sanitários contêm grandes quantidades de matéria orgânica, detergentes e outros poluentes que são fontes de fósforo (P) e/ou N, nutrientes limitantes da produtividade primária de ecossistemas aquáticos. Conforme Esteves (1998), o aumento da concentração de nutrientes, especialmente P e N, nos ecossistemas aquáticos é denominado eutrofização e tem como consequência o aumento da produtividade de tais sistemas. Quando induzida pelo homem, a eutrofização é denominada de artificial, cultural ou antrópica. A eutrofização artificial é um processo dinâmico, no qual ocorrem profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (diminuição da diversidade biológica; proliferação de algas e de macrófitas aquáticas), nas condições físicas e químicas do meio (redução da concentração de Oxigênio Dissolvido – OD; alteração de sabor, odor e transparência da água;

alteração do potencial hidrogeniônico – pH) e no nível de produção do sistema, podendo ser considerada uma forma de poluição.

Braga *et al.* (2005) definem poluição como uma alteração indesejável nas características físicas, químicas ou biológicas da atmosfera, litosfera ou hidrosfera que cause ou possa causar prejuízo à saúde, à sobrevivência ou as atividades dos seres humanos e outras espécies ou ainda deteriorar materiais. A poluição da água é a alteração de suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem. Essas alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos. Com relação à eutrofização artificial, são observados todos os impactos citados anteriormente. Entretanto, os referidos autores assinalam que a alteração da qualidade da água não está necessariamente ligada somente a aspectos estéticos, já que a água de aparência satisfatória para um determinado uso pode conter microrganismos patogênicos e substâncias tóxicas para determinadas espécies, e águas com aspecto desagradável podem ter determinados usos. Assim, a noção de poluição deve estar associada ao uso que se faz da água. Os autores também ressaltam que é importante distinguir a diferença entre os conceitos de *poluição* e *contaminação*, já que ambos são às vezes utilizados como sinônimos. A contaminação refere-se à transmissão de substâncias ou microrganismos nocivos à saúde pela água. A ocorrência da contaminação não implica necessariamente um desequilíbrio ecológico. Assim, a presença na água de organismos patogênicos prejudiciais ao homem não significa que o meio ambiente aquático esteja ecologicamente desequilibrado. De maneira análoga, a ocorrência de poluição não implica necessariamente riscos à saúde de todos os organismos que fazem uso dos recursos hídricos afetados. Por exemplo, a introdução de calor excessivo nos corpos de água pode causar profundas alterações ecológicas no meio sem que isso signifique necessariamente restrições ao seu consumo pelo homem.

Silva e Pruski² (2000 *apud* Albinati, Albinati e Medeiros, 2003), ressaltam que a água tem capacidade de diluir e assimilar efluentes e resíduos, mediante processos físicos, químicos e biológicos, que proporcionam sua autodepuração. No entanto, esta capacidade é limitada à quantidade e qualidade de recursos hídricos existentes e ao tipo e quantidade de carga de efluentes e de resíduos, ou carga poluidora. Braga *et al.* (2005) resumem o mecanismo de autodepuração em duas etapas: decomposição e recuperação do OD, ou reaeração. A primeira etapa é dependente da quantidade de OD na água, que é chamada

² SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. *Gestão de recursos hídricos: aspectos legais, econômicos e sociais*. Porto Alegre: ABRH, 2000. 659 p.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). A DBO serve como uma forma de medição do potencial poluidor de certas substâncias biodegradáveis em relação ao consumo de OD. Após a decomposição, a matéria orgânica é estabilizada ou mineralizada, pois não existem mais compostos orgânicos biodegradáveis, mas apenas água, gás carbônico (CO_2) e sais minerais. A segunda etapa consiste na reposição de oxigênio (O_2), uma vez que as taxas de OD diminuem durante a decomposição. Esta reaeração ocorre através das trocas atmosféricas e da fotossíntese. Caso a quantidade de matéria orgânica lançada seja muito grande, pode haver o esgotamento total do OD na água. A decomposição será, então, feita pelos decompositores anaeróbios. Como subproduto dessa decomposição haverá a formação de metano (CH_4), gás sulfídrico (H_2S), dentre outros.

Uma forma eficiente de resolver o problema da poluição e contaminação da água é investir em programas de saneamento básico que visem, principalmente, o tratamento da água e sua distribuição e o tratamento de resíduos gerados pelas atividades humanas – efluentes e resíduos sólidos (RIBEIRO, 2008). No entanto, de acordo com Barbosa (2014), quase 2,5 bilhões de pessoas (40% da população mundial) ainda não têm acesso a saneamento básico adequado. Conforme Ceballos³ (2000 *apud* Costa *et al.*, 2003), mais de 90% das doenças infecciosas são transmitidas por água contaminada, principalmente por efluentes sanitários. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), 1,4 bilhão de pessoas – cerca de uma em cada cinco – nos países em desenvolvimento não tem acesso à água potável. Como resultado, a cada dia, cerca de 9.300 pessoas – a maioria crianças com menos de cinco anos – morrem prematuramente de doenças infecciosas provocadas pela água contaminada ou pela falta de água para higiene adequada (MILLER JUNIOR, 2008). Barbosa (2014) alerta que, segundo a ONU, cerca de 3,5 milhões de pessoas morrem todos os anos devido a serviços inadequados de água, saneamento e má higiene. Mais pessoas morrem por conta de água contaminada e poluída do que de todas as formas de violência, inclusive guerras. A cada 20 segundos, uma criança morre por problemas de saúde ligados à falta de condições básicas de saneamento. Rocha, Rosa e Cardoso (2004) afirmam que, de acordo com a OMS, para cada US\$ 1,00 investido em saneamento básico são economizados cerca de US\$ 4,00 em tratamentos de saúde.

Conforme Dantas *et al.* (2012), no Brasil, o saneamento ainda está muito aquém do ideal, principalmente em relação à coleta e ao tratamento de efluentes sanitários. Assim, eles

³ CEBALLOS, B. S. O. Microbiología Sanitaria y Ambiental. In: MENDONÇA, S. R. *Sistemas de Lagunas de Estabilización - Cómo utilizar aguas residuales tratadas em sistema de regadío*. Santa Fe de Bogotá, D.C: Mc Graw-Hill, 2000. p. 68-106.

ressaltam a importância do incentivo a pesquisas que tragam informações que possam contribuir para a melhoria do saneamento no Brasil, uma vez que os tomadores de decisão, muitas vezes do âmbito municipal, não têm subsídios mínimos para dar início ao processo de melhoria de seus sistemas sanitários, tampouco têm informações suficientes para o desenvolvimento de políticas públicas que possibilitem a melhoria da qualidade ambiental.

De acordo com Valentim (1999), faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que sejam simples, não mecanizados, baratos e fáceis de construir e operar, utilizando materiais de construção de fácil aquisição, mão de obra não especializada, e que possam ser incorporados à paisagem local, criando uma harmonia no ambiente.

Neste sentido, destaca-se o uso de sistemas de LC, considerados hoje como um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo, por serem baseados em processos naturais que ocorrem em áreas alagadas (COSTA *et al.*, 2003; VALENTIM, 2003). Segundo Mansor (1998), estes sistemas ainda são pouco difundidos no Brasil, apesar de já estarem estabelecidos em certos países da Europa, nos Estados Unidos (EUA) e Austrália e dependem basicamente da habilidade natural de certas plantas aquáticas e de suas associações microbianas para a despoluição da água. Por exemplo, em Taipei, Taiwan, o governo elaborou um plano de contingência para melhorar a qualidade da água no Rio Danshui. Desde 2004, 14 LC foram instalados no sistema fluvial da região metropolitana de Taipei e a concentração de poluentes foi caindo gradualmente ao longo da última década (CHENG *et al.*⁴, 2012 *apud* VILLALOBOS *et al.*, 2013). Conforme Lemes *et al.* (2008), devido à situação socioeconômica brasileira, são inevitáveis os investimentos no desenvolvimento de tecnologias alternativas, de baixo custo e de alta eficiência para o tratamento das águas residuárias. O tratamento de esgotos por meio de LC está se revelando uma alternativa eficiente e de baixo custo quando comparadas aos sistemas convencionais.

3.2 O nitrogênio

O N é um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos. Esta importância deve-se principalmente à sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa. Quando presente em baixas concentrações, pode atuar como fator limitante na produção primária de ecossistemas aquáticos. O N está presente nos

⁴ CHENG, B. Y. *et al.* Analysis of trends in water quality: constructed wetlands in metropolitan Taipei. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 11, p. 2143-2150, 2011.

ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrato NO_3^- , nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), íon amônio (NH_4^+), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), constituem o N inorgânico; nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.) – NOD, nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos) – NOP, etc. (ESTEVEES, 1998).

As fontes de N nas águas naturais são diversas. Os efluentes sanitários constituem, em geral, a principal fonte, lançando nas águas N-orgânico, por causa da presença de proteínas, e N-amoniacal, pela hidrólise da ureia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de N-orgânico e N-amoniacal nas águas, como algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes (BASSOI e MENEGON JÚNIOR, 2014).

Segundo Esteves (1998), o NO_2^- é encontrado em baixas concentrações notadamente em ambientes oxigenados. Em ambientes anaeróbios, como o hipolímnio de lagos eutróficos em períodos de estratificação, pode-se encontrar altas concentrações deste íon. Ele representa uma fase intermediária entre a NH_3 (forma mais reduzida) e NO_3^- (forma mais oxidada). Em altas concentrações, o NO_2^- é extremamente tóxico à maioria dos organismos aquáticos. Dentre as diferentes formas de N, o NO_3^- , juntamente com o NH_4^+ , assumem grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de N para os produtores primários. Além das formas inorgânicas de N, os produtores primários podem assimilar o NOD. Porém, somente quando a concentração das formas inorgânicas de N atinge valores muito baixos ou é esgotada é que o NOD pode ser aproveitado.

O NH_4^+ é muito importante para os organismos produtores, especialmente porque sua absorção é energeticamente mais viável. Para este íon, não há necessidade de redução no interior da célula, como ocorre com o NO_3^- , que é reduzido pela nitrato-redutase até NH_4^+ . Sua concentração nas camadas onde se encontra o fitoplâncton é, geralmente, muito baixa. Daí o fato de o NO_3^- constituir-se, na maioria dos casos, como a principal fonte de N para os vegetais aquáticos. O NH_4^+ também pode ser encontrado na sua forma não dissolvida, como hidróxido de amônio (NH_4OH), sendo que a relação NH_4^+ para NH_4OH , no meio, é em função principalmente do pH. Em Limnologia, quando se encontra referência sobre a concentração de “amônia”, na maioria dos casos, estão englobadas as concentrações das duas formas de N-amoniacal (NH_3 e NH_4^+) (ESTEVEES, 1998). Como assinalam Reis e Mendonça (2009), nas soluções aquosas, a amônia pode se apresentar sob as formas ionizada (NH_4^+) ou

não-ionizada (NH_3), sendo que essas espécies de amônia são intercambiáveis e a soma de suas concentrações constitui a amônia total ou N-amoniaco total.

Conforme Esteves (1998), altas concentrações de NH_4^+ podem ter grandes implicações ecológicas, tais como: influenciando fortemente a dinâmica do OD no meio, uma vez que para oxidar 1 mg de NH_4^+ (devido à nitrificação), são necessários cerca de 4,3 mg de O_2 e influenciando a comunidade de peixes, pois em pH básico o NH_4^+ se transforma em NH_3 , que dependendo de sua concentração pode ser tóxica para estes organismos. Thurston, Russo e Vinogradov⁵ (1981 *apud* Reis e Mendonça, 2009) avaliaram os efeitos tóxicos dos compostos de NH_3 sobre algumas espécies de peixes e concluíram que alguma toxicidade pode ser atribuída ao NH_4^+ . No entanto, para altas concentrações de N-amoniaco total, quando a toxicidade da espécie NH_4^+ pode ser identificada, a espécie NH_3 é de 300 a 400 vezes mais tóxica.

Concentrações de $0,25 \text{ mg L}^{-1}$ de NH_3 ou superiores a essa, afetam o crescimento de peixes, embora a concentração letal (que mata 50% dos indivíduos) seja consideravelmente superior ($= 0,50 \text{ mg L}^{-1}$). Em condições naturais a concentração de NH_3 muito raramente atinge níveis letais. Para atingir estes níveis devem ocorrer simultaneamente elevados valores de pH ($> 9,00$), temperatura ($> 26,00 \text{ }^\circ\text{C}$) e baixos valores de potencial de oxirredução. Outro aspecto ecológico importante do processo de formação de NH_3 é que, por este composto ser um gás, difunde-se para a atmosfera, podendo acarretar significativas perdas de N do ecossistema aquático (ESTEVES, 1998). Esteves e Amado (2011) ressaltam que em contrapartida aos ecossistemas naturais, em sistemas de aquicultura em tanques, como criação de peixes e camarões, a produção de NH_3 pode se tornar um grande problema para o crescimento e produção dos organismos. As elevadas taxas de excreção dos organismos, associados ao baixo aproveitamento de rações (que entram no processo de decomposição), alta variabilidade nictemeral do pH e altas temperaturas da água devido às baixas profundidades formam um conjunto de fatores favoráveis à produção de NH_3 gerando prejuízos a esse tipo de empreendimento. Ainda, se não forem devidamente tratados, os efluentes dessas atividades podem atingir mananciais naturais contribuindo para o processo de eutrofização artificial.

O ciclo do N em ecossistemas aquáticos está apresentado de maneira simplificada pela Figura 1. De acordo com Esteves e Amado (2011), para que o ciclo do N se complete (desde a entrada nos ecossistemas aquáticos, sob formas assimiláveis pelos organismos, até a sua saída

⁵ THURSTON, R.V.; RUSSO, R.C.; VINOGRADOV, G.A. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species. *Environmental Science and Technology*, n. 15, p. 837-840, 1981.

sob a forma de N_2), é necessária a existência de áreas em aerobiose e anaerobiose. Isso faz com que o ciclo do N esteja intimamente ligado aos sistemas de interface entre ambas as condições, como coluna d'água ou sedimento com estratificação por O_2 ou mesmo a interface coluna d'água aeróbica-sedimento anaeróbico.

Segundo Esteves (1998), em ecossistemas aquáticos o N_2 apresenta-se em concentrações altas, apesar de sua solubilidade na água ser relativamente baixa. Os organismos procariontes possuem a capacidade de transformar o N_2 em N proteico, isto é, são capazes de fixá-lo. A fixação do N_2 , tanto por bactérias como por algas, é um processo tipicamente redutor, no qual a NH_3 é o primeiro produto formado. Todo o processo é catalisado por um sistema de enzimas denominado nitrogenase e é extremamente sensível ao O_2 .

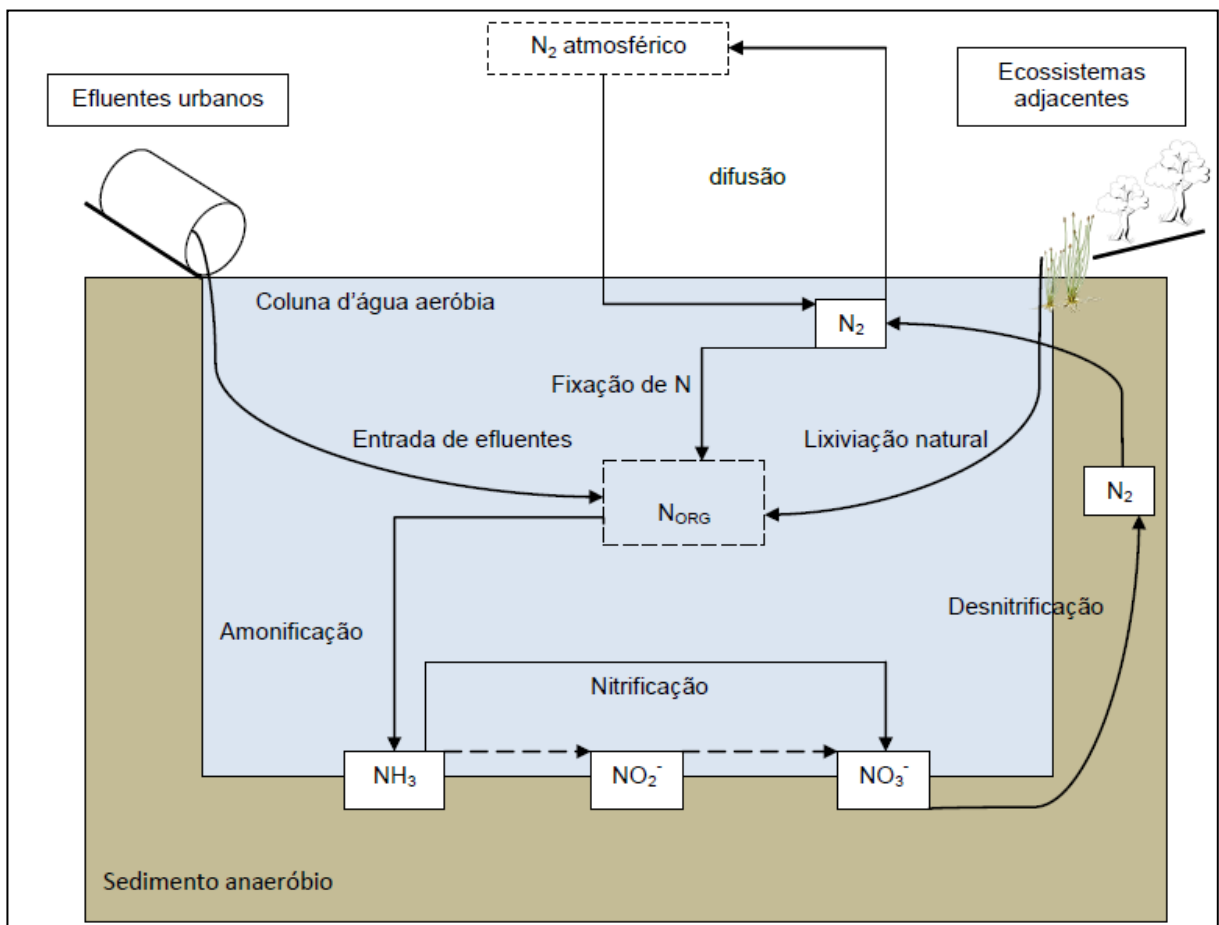


Figura 1. Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. As setas de linha cheia representam os processos identificados na figura e as com linhas tracejadas representam os passos intermediários da nitrificação. N_{ORG} = Nitrogênio orgânico. Fonte: Modificado de ESTEVES e AMADO (2011).

A amonificação é a formação de N inorgânico, especialmente NH_3 , a partir de nitrogênio orgânico (N_{ORG}), resultado tanto da decomposição aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica. No meio aquático, especialmente em valores de pH ácido e neutro, a NH_3 formada é instável, sendo convertida por hidratação a NH_4^+ . Já em meio alcalino, a possibilidade de ocorrência deste processo é muito reduzida e parte da NH_3 formada pode difundir-se para a atmosfera. A nitrificação é um processo aeróbio, que envolve a oxidação de NH_3 a nitrato NO_3^- por bactérias nitrificantes. Este processo ocorre em duas etapas: primeiramente bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam a NH_3 a NO_2^- ; em seguida, bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o NO_2^- a NO_3^- . A desnitrificação é resultado de um processo de decomposição anaeróbio, no qual a matéria orgânica é decomposta por bactérias que utilizam NO_3^- como acceptor de elétrons, ao invés de O_2 . Ela ocorre em duas etapas: primeiramente o NO_3^- é reduzido a N_2O , que posteriormente é reduzido a N_2 . O N_2O e o N_2 são gases que são emitidos para a atmosfera. Dessa forma, a desnitrificação tem importância na eliminação do N acumulado no sistema (ESTEVES, 1998).

De acordo com Bassoi e Menegon Júnior (2014), o controle da eutrofização pela redução do aporte de N é comprometido pela multiplicidade de fontes, algumas muito difíceis de controlar, como a fixação do N_2 . Por isso, deve-se investir preferencialmente no controle das fontes de P. Os referidos autores também chamam a atenção para o fato de que os processos de tratamento de efluentes sanitários empregados atualmente no Brasil não contemplam a remoção de nutrientes e os efluentes finais tratados lançam elevadas concentrações destes nos corpos d'água.

3.2.1 Padrões de lançamento para efluentes

Segundo Bassoi e Menegon Júnior (2014), no Brasil, na esfera federal, foi a Portaria Minter GM nº 0013, de 15/01/1976, que inicialmente regulamentou a classificação dos corpos de água superficiais, com os respectivos padrões de qualidade e os padrões de emissão para efluentes. Em 1986, ela foi substituída pela Resolução nº 20 do CONAMA, que estabeleceu uma nova classificação tanto para as águas doces como para as águas salobras e salinas do território nacional. Em 17/03/2005 foi editada a Resolução CONAMA nº 357, que revogou a Resolução CONAMA nº 20 e introduziu nova classificação para as águas doces, salinas e salobras no território nacional, abrangendo treze classes. Para cada uma dessas classes são estabelecidas dezenas de indicadores ou parâmetros de qualidade físicos, químicos e

biológicos, com seus respectivos valores. Tais valores devem ser atendidos para assegurar os usos preestabelecidos das águas. Assim, de acordo com Braga *et al.* (2005), o controle do lançamento de efluentes deve ser feito de maneira que os cursos de água mantenham-se dentro das condições estabelecidas pelas respectivas classes.

Em 2008, o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º, ambos do Art. 34 da Resolução CONAMA nº 357/2005, foram alterados pela Resolução CONAMA nº 397. Em 2011, a Resolução CONAMA nº 357/2005 foi alterada e complementada pela Resolução CONAMA nº 430. Esta Resolução também dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes. Já na esfera estadual, no Estado do Rio de Janeiro, os critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SLAP, são estabelecidos pela NT-202.R-10 da CECA, de 04/12/1986. Esta NT aplica-se aos lançamentos diretos ou indiretos de efluentes líquidos, provenientes de atividades poluidoras, em águas interiores ou costeiras, superficiais ou subterrâneas do Estado do Rio de Janeiro, através de quaisquer meios de lançamento, inclusive da rede pública de esgotos.

Com relação aos compostos nitrogenados, Bassoi e Menegon Júnior (2014) afirmam que o N-amoniaco é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de efluentes. A NH_3 é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, além disso, como já discutido, ela provoca consumo de OD das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estágio. Por esses motivos, a concentração de N-amoniaco é um importante parâmetro de classificação das águas naturais, normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas. Já o NO_3^- é tóxico, causando uma doença chamada meta-hemoglobinemia infantil, que é letal para crianças (o NO_3^- reduz-se a NO_2^- na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul). Por isso, o NO_3^- é padrão de potabilidade, sendo 10 mg L^{-1} o valor máximo permitido pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde.

A Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece em seu Capítulo II, Seção II, em 20 mg L^{-1} o padrão de lançamento para o N-amoniaco total de efluentes de qualquer fonte poluidora. Entretanto, na Seção III, o § 1º, Art. 21, estabelece que as condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente, em função das características locais, não sendo exigível o padrão de N-amoniaco total.

Assim, conforme Pôrto (2011), esta nova legislação federal criou dois padrões de emissão distintos, um para efluentes em geral (Capítulo II, Seção II) e outro para esgotos sanitários (Capítulo II, Seção III). Para o autor, nos últimos anos, quando a sociedade começou a cobrar efetivamente dos governantes o controle da poluição causada pelos esgotos das cidades, centenas de sistemas de tratamento foram implantados. Muitas universidades começaram a assessorar Governos Estaduais e Municipais e passaram a propor processos anaeróbios para tratamento de esgotos sanitários. A ideia em si é ótima, pois em um país de clima tropical o processo anaeróbio é uma alternativa eficiente e barata. Contudo, sem um pós-tratamento aeróbio, o processo anaeróbio não conseguia fazer a nitrificação dos despejos, ou seja, o padrão de emissão legal para o parâmetro N-amoniacoal não era cumprido. A solução encontrada foi, em vez de aprimorar os processos de tratamento, mudar a Lei. A Resolução CONAMA nº 397/2008, trouxe o seguinte parágrafo: “O parâmetro nitrogênio amoniacoal total não será aplicável em sistemas de tratamento de esgotos sanitários”. Agora, com a Resolução CONAMA nº 430/2011, o referido autor ressalta que o Brasil criou algo inédito: a poluição das águas seletiva. O N-amoniacoal lançado por uma indústria é poluente. Já o mesmo N-amoniacoal lançado por um sistema de tratamento de esgotos sanitários é inofensivo (sem padrão). A NT-202.R-10/1986 da CECA estabelece em 5 mg L^{-1} o padrão de lançamento para o N-amoniacoal total em corpos d’água receptores e em 10 mg L^{-1} o padrão de lançamento para N-total, quando o lançamento se der em trechos de corpos d’água contribuintes de lagoas.

3.2.2 Absorção e assimilação do nitrogênio em plantas

De acordo com Souza e Fernandes (2006), o N é um dos elementos minerais requeridos em maior quantidade pelas plantas e o que mais limita o crescimento. Ele faz parte de proteínas, ácidos nucléicos e muitos outros importantes constituintes celulares, incluindo membranas e diversos hormônios vegetais. Entretanto, as espécies vegetais diferem na sua preferência por fontes de N, mas o absorvem principalmente sob as formas inorgânicas, NO_3^- ou NH_4^+ .

Conforme Oliveira (2015), a absorção de NO_3^- ocorre por processo ativo, contra um potencial eletroquímico, por meio de um sistema simporte, com transporte simultâneo de H^+ e NO_3^- para dentro das células. O transporte de NO_3^- ocorre através de uma força promotora que explica o aumento na velocidade de absorção de NO_3^- quando o pH da solução do solo

decrece. Uma relação de 2 H⁺:1 NO₃⁻ é observada para a absorção no sistema de membranas, sendo o custo energético para esta absorção de 2 mol de ATP para cada 1 mol de NO₃⁻ “capturado” pelas plantas. Já a absorção de NH₄⁺ ocorre via sistema uniporte, por processo passivo. Em algumas gramíneas, o suprimento de NO₃⁻ e NH₄⁺, em quantidades equivalentes, resultou primeiramente na absorção do NH₄⁺, sendo a absorção do NO₃⁻ significante apenas quando as concentrações do NH₄⁺ eram muito baixas.

Após a absorção pela planta, o N inorgânico precisa ser incorporado (ou assimilado) na forma orgânica, sendo posteriormente utilizado nos sítios de consumo da planta, ou seja, nos tecidos em rápido crescimento (folhas em expansão, meristemas, pontas de raiz) e armazenamento de reservas (sementes), sendo esses processos altamente integrados. A absorção do N está diretamente relacionada à taxa de redução de NO₃⁻ para NO₂⁻. Essa redução corresponde ao primeiro passo de assimilação de N em tecidos vegetais e envolve a enzima nitrato redutase. O NO₂⁻ produzido é um íon altamente reativo e potencialmente tóxico. Portanto, as células vegetais transportam o NO₂⁻ produzido no citosol para o interior dos cloroplastos, nas folhas, e dos plastídeos, nas raízes. No interior dessas organelas o NO₂⁻ é reduzido a NH₄⁺ pela enzima nitrito redutase. No metabolismo do N, após a redução de NO₃⁻ e assimilação de NH₄⁺ nas raízes, os compostos nitrogenados são transportados, via xilema, para a parte aérea da planta. Dependendo das condições ambientais e concentração externa de NO₃⁻ e NH₄⁺, os compostos transportados são essencialmente aminoácidos. Desses, cerca de vinte, são usados na formação de proteínas que participam como enzimas nos processos metabólicos das plantas, tendo assim um papel funcional e estrutural. Daí a importância do N para as plantas, pois é componente essencial para o crescimento e desenvolvimento vegetal (OLIVEIRA, 2015).

Em relação ao NH₄⁺, Souza e Fernandes (2006) ressaltam que vários estudos demonstram que ele pode ser tóxico para as plantas. Algumas delas são muito sensíveis à toxidez por NH₄⁺, mesmo em pequenas concentrações (2 mmol L⁻¹), pois ela afeta tanto a fisiologia como a morfologia das plantas. Embora as plantas às vezes consigam metabolizar grandes quantidades do NH₄⁺, liberadas pela fotorrespiração, sem mostrar sinais da toxidez, a nutrição de plantas com NH₄⁺ via sistema radicular pode afetar negativamente o metabolismo vegetal, quando comparada às plantas sob nutrição nítrica ou sob combinação de amônio e nitrato. A absorção de excesso de NH₄⁺ interfere no balanço de água nas plantas, reduzindo o fluxo de água das raízes para a parte aérea, de modo que plantas não tolerantes acabam murchando. Alguns sintomas de toxidez de NH₄⁺, como folhas secas enroladas, podem ser

reflexo do aumento da resistência ao movimento radial da água em plantas sob nutrição amoniacal. Os níveis de exsudação em plantas de tomate tratadas com NH_4^+ sofrem rapidamente redução de até 60%, quando comparadas com plantas sob nutrição nítrica. Alguns dos efeitos da toxidez por NH_4^+ podem ser revertidos por NO_3^- . Outros sintomas de toxidez de NH_4^+ podem incluir a clorose, a necrose e até a morte das plantas. O aparecimento desses sintomas depende da concentração de NH_4^+ nos tecidos, da relação $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ e da concentração de outros nutrientes.

Segundo Oliveira (2015), o NH_4^+ em altos níveis pode ser tóxico para as plantas, uma vez que dispersa o gradiente de prótons na transmembrana, que é necessário para o transporte de elétrons na fotossíntese, respiração, cadeia respiratória e para “captura” de metabólitos no vacúolo, conforme pode ser observado na Figura 2. O lado esquerdo representa o estroma, a matriz mitocondrial ou o citoplasma, onde o pH é mais elevado. O lado direito representa o lúmen, o espaço intermembrana ou o vacúolo, onde o pH é mais baixo; a membrana representa o tilacóide do cloroplasto, a membrana interna mitocondrial ou o tonoplasto de uma célula de raiz. O resultado líquido da reação mostra que as concentrações de OH^- do lado esquerdo e de H^+ do lado direito diminuiram, isto é, o gradiente de pH foi dissipado.

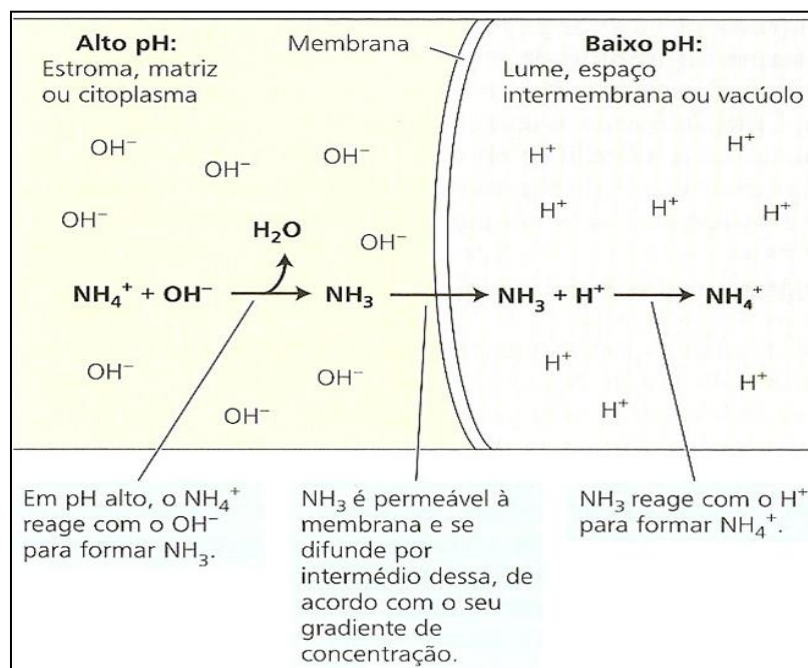


Figura 2. Dissipação do gradiente de pH na transmembrana provocado por altos níveis de amônio. Fonte: OLIVEIRA (2015).

Conforme Oliveira (2015), as células vegetais são capazes de evitar a toxicidade do NH_4^+ principalmente pela rápida conversão dos mesmos em aminoácidos. A principal rota de conversão do NH_4^+ envolve a ação de duas enzimas, a glutamina sintetase (GS) e a glutamato sintase (GOGAT). Inicialmente, a GS combina o NH_4^+ com o glutamato para formar glutamina. O aumento dos níveis de glutamina nos plastídeos estimula a atividade da GOGAT. Essa enzima é a responsável pela transferência do grupo amida da glutamina para o 2-oxo-glutarato produzindo duas moléculas de glutamato. O NH_4^+ pode ser assimilado ainda por uma rota alternativa que utiliza a enzima glutamato desidrogenase (GDH) em uma reação reversível que desamina o glutamato. Essa enzima pode ser encontrada em duas formas, uma nas mitocôndrias e outra nos cloroplastos, no entanto elas não substituem a rota da GS-GOGAT. Após ser assimilado na forma de glutamato ou glutamina o N é incorporado aos demais aminoácidos por meio de reações de transaminação.

3.3 Leitões cultivados

Leitões cultivados (LC) são áreas alagadas construídas, conhecidos na literatura científica internacional como *constructed wetlands* (CW). Estes sistemas de tratamento de águas residuárias reproduzem os mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas naturais. De acordo com Verhoeven e Meuleman (1999), de um ponto de vista prático, os LC oferecem melhores oportunidades para o tratamento de águas residuárias do que áreas alagadas naturais. Eles podem ser projetados para maximizar a eficiência na remoção da DBO, da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nutrientes e para o máximo controle sobre o sistema hidráulico e sobre a vegetação.

Segundo Otterstetter (1985), foi Dymond, em 1948, quem relatou pela primeira vez a utilização do aguapé (*E. crassipes*) para a remoção de poluentes na água. Posteriormente, em 1953, o Instituto Max Planck, na Alemanha, começou a desenvolver uma série de pesquisas envolvendo plantas aquáticas emersas e flutuantes com o objetivo de remover impurezas da água. Kathe Seidel foi uma das pioneiras no estudo do uso de LC para o tratamento de águas residuárias. Ela lidera, desde 1953, no Instituto *Max Planck*, um grupo que estuda o uso de plantas para este fim. Dentre os resultados dos seus trabalhos, ela criou um sistema que foi patenteado, em que areia e cascalho são colocados em um valo plantado com juncos e taboa. A partir de 1970, vários pesquisadores, nos EUA, começaram a dedicar-se ao estudo da capacidade de determinadas plantas aquáticas de absorver nutrientes de corpos hídricos. Em

especial, os Laboratórios Nacionais de Tecnologia Espacial (*National Space Technology Laboratories – NSTL*) da *National Aeronautics and Space Administration (NASA)*, deram o impulso necessário para o estudo sistemático do uso de macrófitas aquáticas no polimento dos efluentes gerados por lagoas de tratamento de esgoto. Ainda que Boyd e Steward tenham formado o primeiro grupo a dedicar-se ao assunto, somente a ampla divulgação dos trabalhos de Wolverton gerou um movimento internacional em torno do assunto.

As pesquisas com LC no Brasil são, relativamente, recentes. Conforme Salatti (2003), o primeiro projeto de LC realizado no Brasil foi feito por Salati *et al.* (1984), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicamirim) na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ), em Piracicaba, SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985, pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba, SP). Foram desenvolvidas novas tecnologias, procurando-se especialmente, aumentar a eficiência do sistema, diminuindo os investimentos.

Ainda assim, o Brasil possui, atualmente, uma importante estação de tratamento de esgotos (ETE) com sistema de LC. Trata-se da ETE Ponte dos Leites, localizada em Araruama, RJ, que foi inaugurada em 2005 e ampliada em 2009, tanto no nível de tratamento, quanto em capacidade. Atendendo ao aumento da demanda local, realizou-se uma remodelagem da ETE para implantação de um sistema complementar ao tratamento terciário, com remoção de nutrientes, através do sistema de LC. Esta ampliação transformou a ETE Ponte dos Leites na maior da América Latina com esse sistema, em capacidade de tratamento, atuando com 200 L de esgoto por segundo, em uma área de 6,8 ha (VOZ DAS ÁGUAS, 2011).

Os LC têm como principais componentes o meio suporte, que pode ser solo, areia, brita ou outro material, espécies vegetais características de áreas alagadas, além de microrganismos associados a estes elementos e que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária. Por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, pelo seu baixo consumo de energia, pela sua incorporação à paisagem, por sua versatilidade e longevidade os LC são aplicados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias (VALENTIM, 2003). Algumas possibilidades de aplicação são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.

Aplicação	Conceito e Uso
Tratamento Primário e Secundário	Completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes. Indicados para pequenas comunidades, hotéis, condomínios e casas isoladas e tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro e de corte, suinocultura).
Polimento Terciário	Caracterizado por TDH elevado, principalmente, para remoção de P. Tratamento de efluentes de indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento. Explora o potencial dos LC em promover a remoção dos microrganismos patogênicos da água.
Escoamento Superficial	Identificação de estratégias e locais apropriados ao manejo de escoamento superficial. Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de materiais tóxicos	Conhecimento e modelagem da remoção de substâncias tóxicas. Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos que possam conter elevados níveis de metais pesados. Secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação, desenvolvimento de usos e viabilidade econômica de produtos gerados pelos leitos cultivados.
Tratamento de águas destinadas ao reuso	Determinação de níveis de tratamento dos efluentes conforme o reuso pretendido. Uso potencial para indústrias de processamento de alimentos e confinamentos (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte).

Fonte: VALENTIM (2003).

Os resultados obtidos para as diferentes aplicações dos LC dependem do tipo de sistema construído. Como afirma Salatti (2003), várias técnicas de LC foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com as características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, do interesse da utilização da biomassa produzida e do efluente tratado, do interesse

paisagístico e da área disponível. Além disso, os LC podem ser utilizados em sistemas isolados ou em combinação entre si ou com sistemas convencionais de tratamento de efluentes.

3.3.1 Tipos de leitos cultivados

Os LC podem ser construídos empregando-se direções de fluxo hidráulico seguindo na horizontal e/ou na vertical, sendo que estas duas concepções de fluxo diferem-se quanto aos objetivos propostos para o tratamento. Esta alternativa tecnológica, que deve ser precedida de tratamento primário, não é contemplada em normas técnicas, dificultando assim a uniformização de parâmetros e critérios de dimensionamento. Percebe-se, portanto, a adoção de inúmeros critérios e modelos para o dimensionamento dos LC (SEZERINO e PHILIPPI, 2000⁶ *apud* NAVA e LIMA, 2012). Conforme Valentim (2003), os LC podem ser classificados de acordo com seu fluxo em:

- a) **Leitos Cultivados de Fluxo Superficial (LCFS):** são canais onde o meio suporte, em geral, é o próprio solo, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas (Figura 3), sendo que a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3 m). Oferecem condições para a proliferação de insetos e contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. Requerem grandes áreas para a sua construção e são mais indicados para o tratamento terciário. Nos EUA, o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento terciário de grandes volumes de águas residuárias.

⁶ SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: *IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. CD Room - Anais. Porto Seguro, BA: ABES, 2000. p. 688-697.

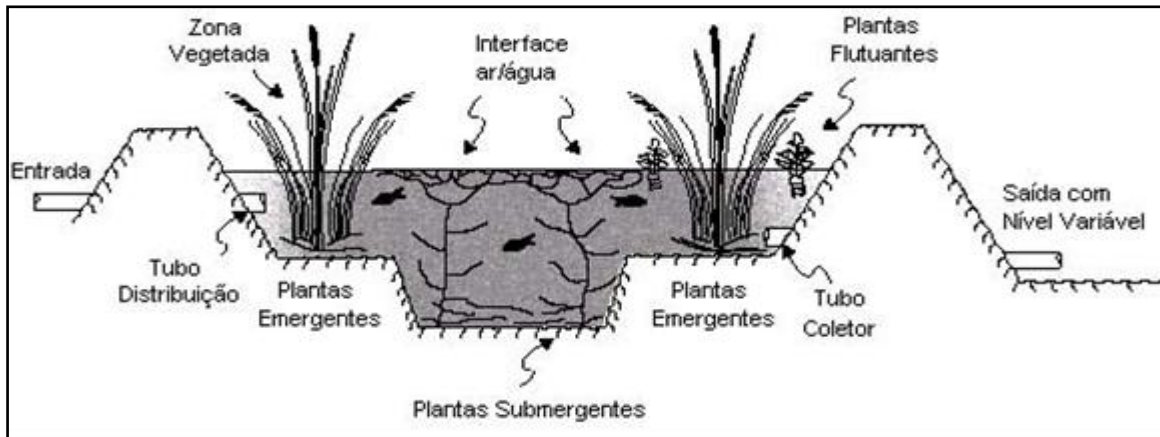


Figura 3. Leito cultivado de fluxo superficial. Fonte: VALENTIM (2003).

b) Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (LCFSS): são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte, onde as raízes das plantas se desenvolvem (Figura 4). Não oferecem condições para o desenvolvimento e proliferação de insetos e para o contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. Possuem grande capacidade de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e bactérias devido à habilidade de filtração, remoção de DBO superior à capacidade de transferência de O_2 realizada pelas plantas ou pela troca de gases na interface ar/água, e boa capacidade de desnitrificação. No entanto, possuem limitada capacidade de transferência de O_2 , o que prejudica a realização do processo de nitrificação. É muito utilizado no tratamento secundário de efluentes de pequenas comunidades, tanto nos EUA, Austrália e África do Sul (cascalho como meio suporte) quanto na Europa (tecnologia solo-base).

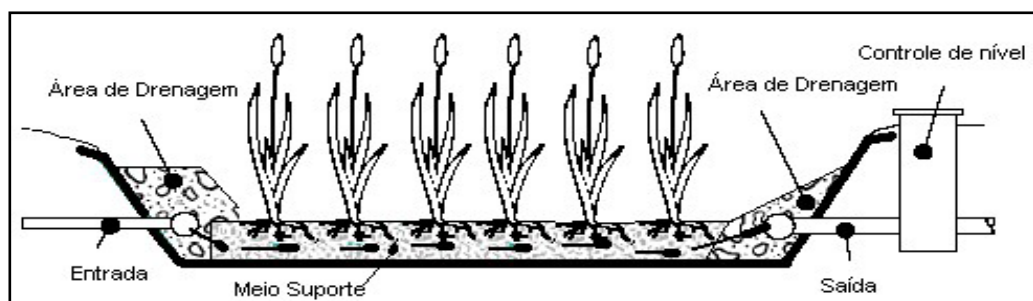


Figura 4. Leito cultivado de fluxo subsuperficial. Fonte: VALENTIM (2003).

b) Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (LCFV): são filtros de vazão vertical intermitente (areia como meio suporte) ou por batelada (brita como meio suporte). Nível d'água abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e

peças e a proliferação de insetos. Sistema com grande potencial para nitrificação e remoção de DBO, devido à sua capacidade de fornecimento de O_2 , em decorrência da intermitência da vazão que propicia a entrada de ar atmosférico dentro do meio suporte. Contudo, não promovem boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de SST e fósforo total (P-total) que os outros sistemas (Figura 5). Os primeiros LCFV surgiram na Europa nos anos de 1970 e eram conhecidos como “campos de infiltração” na Holanda e sistema “Seidel” na Alemanha, às vezes, conhecido como processo do Instituto Max Planck.

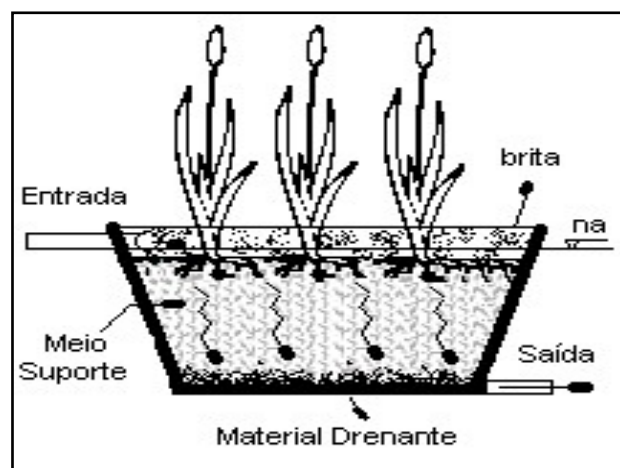


Figura 5. Leito cultivado de fluxo vertical.
Fonte: VALENTIM (2003).

3.3.2 Pesquisas com leitos cultivados no Brasil

Segundo Valentim (2003), em relação ao Brasil, não há uma indicação clara de qual seria a relação vazão, área utilizada, meio suporte e expectativa de tratamento para algum tipo de efluente usando-se LC, apesar do desenvolvimento de várias pesquisas sobre o assunto nos últimos anos. Ainda são poucos os sistemas avaliados continuamente e por um longo período de tempo, e nem sempre os parâmetros de análise e a metodologia de condução adotada pelos pesquisadores coincidem, gerando, às vezes, dificuldades de comparação entre os diversos trabalhos.

Mansor (1998) avaliou, por um período de 6 meses, o desempenho de LCFSS, no tratamento de águas residuárias primárias do Centro Pluridisciplinar de Pesquisas Químicas, Biológicas e Agrícolas da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Estas águas apresentam características de efluente sanitário e seu tratamento é feito em gradeamento

seguido por sistemas de lagoas. O experimento consistiu na implantação e operação de uma planta piloto composta por 4 LC construídos em blocos de concreto acima do nível do solo. Três leitos foram cultivados com macrófitas aquáticas, sendo dois leitos com a espécie híbrida *Typha dominguensis* Pers. x *T. latifolia* L. (um com brita nº 4, como meio suporte, e outro com brita nº 3) e o restante com *Eleocharis fistulosa* (brita nº 3). O quarto leito (brita nº 3) não foi cultivado com macrófitas, sendo utilizado como controle. A água residuária utilizada era captada na saída da lagoa primária, que opera na remoção de sólidos sedimentáveis (SSed) e início da degradação de matéria orgânica. A coleta de amostras para as análises foi feita entre setembro/1997 a fevereiro/1998. A taxa orgânica média aplicada foi de 142,6 kg DQO dia⁻¹ e o TDH médio foi de 2,5 dias. Para as análises químicas, os melhores resultados médios mensais foram obtidos nos LC com brita nº 3. A máxima redução de DQO, igual a 82,7%, e a máxima remoção de P-total, igual a 86,4%, foram obtidas no LC com *T. dominguensis* Pers. x *T. latifolia* L. A máxima remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) – 91,8% foi obtida no LC com *E. fistulosa*.

Valentim (1999) projetou, construiu e avaliou o desempenho de LCFSS no tratamento do efluente líquido de tanque séptico modificado. O experimento foi realizado na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP). A Faculdade destina sua água residuária à rede de coleta local, não possuindo nenhum tipo de tratamento. A água residuária da Faculdade é composta de efluentes sanitários dos laboratórios, dos prédios das salas de aula e do prédio da administração, da cozinha e da cantina, das águas residuárias dos vários laboratórios e das águas de lavagem da oficina mecânica onde são realizadas a manutenção de máquinas e a usinagem de peças. A planta piloto construída para este experimento foi alimentada com parte da água residuária produzida na FEAGRI, sendo o efluente tratado destinado novamente para a rede coletora local. O experimento foi composto de um tratamento primário por meio de tanque séptico modificado de três compartimentos em série. Como tratamento secundário foram construídos 6 LCFSS, 3 retangulares e 3 quadrados, dispostos em paralelo, com o mesmo tipo de brita (nº 2 – 55 a 90 mm) utilizada como meio suporte e cultivados, em sistema de monocultivo, com duas espécies de macrófitas emersas (*Typha* sp. ou *Eleocharis* sp.), coletadas no lago do Jardim Botânico da UNICAMP. Um leito quadrado e outro retangular permaneceram sem cultivo, sendo usados como controle. O período de experimentação foi de 4,5 meses, contados a partir de 15 de setembro de 1998, quando o primeiro plantio das macrófitas foi finalizado e os leitos inundados com água da rede de abastecimento local, e finalizado em 30/01/1999. O TDH

médio nos LC foi de 4,5 dias. Foram analisados os seguintes parâmetros: sólidos suspensos (SS), SSed, turbidez, pH, DQO, DBO, P-total, NTK, N-amoniaco, NO_3^- , coliformes totais e *Escherichia coli*.

Em relação ao tanque séptico modificado a redução de DQO variou entre 17 e 69%, já a redução de SSed foi de 100%, o que, segundo Valentim (1999), assegura a primeira necessidade para um bom desempenho dos LC que é não receber SSed. O tanque séptico modificado também apresentou boa eficiência na remoção de SS – entre 52 e 92%, turbidez – entre 67 e 92%. A remoção de *E. coli* variou entre 0 e 75%. Os LC com os maiores valores de remoção foram: o quadrado plantado com *Eleocharis* sp., com redução de SS entre 91 e 97%, coliformes totais de 59 a 96%, NTK de 35 a 90% e P-total de 41 a 65%; o controle retangular, com redução de turbidez de 87 a 98% e N-amoniaco de 35 a 87%; o retangular plantado com *Eleocharis* sp., com redução de DQO entre 70 e 97% e *E. coli* entre 94 e 97%; e o quadrado plantado com *Typha* sp., com redução de NO_3^- de 71 a 83%. Quanto à adaptação das macrófitas cultivadas nos leitos, a *Eleocharis* sp. mostrou-se mais vigorosa que a *Typha* sp., com lançamento de brotos, crescimento e espalhamento nos leitos mais intenso em condições adversas, devido às características peculiares da espécie, o que, de acordo com Valentim (1999), talvez explique a maior eficiência de remoção dos LC com *Eleocharis* sp. O autor concluiu que os LCFSS completam o tratamento realizado pelo tanque séptico modificado, removendo compostos carbonáceos e diminuindo o número de bactérias do grupo coliformes totais e *E. coli*, porém sendo pouco eficientes na remoção de N e P.

Hussar (2001) avaliou o desempenho de um sistema de LCFSS no tratamento de água residuária de granja de produção de suínos. O experimento foi realizado no *Campus* I, do Curso de Engenharia Agrônômica, do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP, mais especificamente nas proximidades da granja de suinocultura. A água era proveniente da limpeza das baias e passava por um tratamento inicial em um reator anaeróbio compartimentado antes de ser enviada aos LC. Os leitos utilizavam como meio suporte brita nº 3 e foram cultivados com *Typha* spp. Foram obtidas reduções de DQO entre 31,87% e 51,33%; SSed de 100%; de SS entre 10,55% e 67,87%; de NTK entre 9,09% e 71,43%; de N-amoniaco entre 14,29% e 70,59%. As remoções das diversas formas de P não foram significativas, ou seja, entre 13,94% a 34,75% de P, entre 4,76% e 33,60% de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e entre 4,73% e 33,60% de fosfato (PO_4^{3-}). Segundo o autor, de um modo geral, o sistema teve eficiência abaixo daquela encontrada na literatura, apresentando ainda,

fitotoxidez das macrófitas, provavelmente devido às altas concentrações de sais nitrogenados presentes na água residuária.

Para avaliar o desempenho de LC na remoção de colifagos somáticos e bacteriófagos F-específicos⁷, Costa *et al.* (2003) construíram um sistema composto por 5 LCFSS, sendo 1 controle. O experimento foi realizado no *Campus II* da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), em Campina Grande. O sistema foi alimentado diariamente com água procedente de um córrego poluído por efluentes sanitários (vindos de bairros próximos) que deságuam no açude de Bodocongó, após atravessar o *Campus II* da UFPB. O TDH estabelecido foi de 10 dias, sendo a alimentação dos tanques de 16 L dia⁻¹. A espécie de macrófita aquática escolhida para o sistema foi a *Typha* spp. O período de amostragem foi de janeiro a julho de 2001. As coletas das amostras eram feitas mensalmente. Os resultados obtidos estão sintetizados na Tabela 2. Os valores de OD do afluente do sistema estiveram em torno de zero ao longo dos sete meses analisados. Já nos efluentes, tanto do tanque controle quanto dos LC, o OD sofreu um pequeno aumento: no tanque controle de 0 para 0,28 mg L⁻¹. A média do OD no efluente dos LC foi de 0 para 0,32 mg L⁻¹. Esses pequenos aumentos de OD foram atribuídos à rizosfera das macrófitas que libera O₂ para a massa líquida. A concentração de DBO teve redução média significativa de 76% (19 – 4 mg O₂ L⁻¹) para o tanque controle e de 88% (19 – 2 mg O₂ L⁻¹) para os LC, fazendo-se notar a função da rizosfera, juntamente com o leito e o biofilme microbiano, na redução de matéria orgânica e degradação da mesma pelo biofilme.

⁷ Os colifagos somáticos e os bacteriófagos F-específicos são considerados prováveis indicadores da presença de vírus patogênicos no ambiente aquático. Sua detecção é importante na avaliação sanitária de águas superficiais e de efluentes de estações de tratamento de esgotos ou de águas tratadas, por serem mais resistentes que os coliformes aos diferentes tipos de tratamento e aos desinfetantes como cloro, luz ultravioleta e ozônio. Os colifagos são bacteriófagos específicos de *Escherichia coli* e foram considerados indicadores microbiológicos potenciais de qualidade da água e da eficiência de ETEs e por estarem presentes em águas que contém *E. coli*. Apresentam-se no esgoto em número maior que nas fezes humanas e desenvolvem maior resistência ambiental que as bactérias. Atualmente, são quantificados os colifagos somáticos, que se aderem à receptores da parede celular bacteriana e os bacteriófagos F-específicos, que se adsorvem ao pili F bacteriano, ou pili sexual, encontrado nas cepas (F⁺) de *E. coli* (COSTA *et al.*, 2003).

Tabela 2. Desempenho de um sistema de LCFSS avaliado por Costa *et al.* (2003).

Parâmetros	Leito Controle	LCFSS
OD	0 – 0,28 mg L ⁻¹	0 – 0,32 mg L ⁻¹
DBO	76%	88%
Colifagos somáticos	93,93%	99,75%
Bacteriófagos F-específicos	89,56%	99,86%
Coliformes termotolerantes	99,08%	99,96%

Os LC removeram 99,75% ($3,35 \times 10^4 - 31,1$ UFP 100 mL⁻¹) de colifagos somáticos, enquanto que no tanque controle a redução foi de 93,93% ($3,35 \times 10^4 - 4,71 \times 10^2$ UFP 100 mL⁻¹). Os autores atribuíram esta redução à relação entre a redução de DBO e o decaimento do número de vírus nos efluentes dos LC e tanque controle. A redução de bacteriófagos F-específicos no tanque controle foi de 89,56% ($1,76 \times 10^4 - 1,93 \times 10^2$ UFP 100 mL⁻¹), menor que a taxa de redução nos LC, que foi de 99,86% ($1,76 \times 10^4 - 2,78 \times 10^1$ UFP 100 mL⁻¹). Embora o pH influencie no decaimento de vírus, as variações de pH foram muito pequenas no sistema, entre 6,8 e 7,6, não sendo este o principal fator do decaimento. De acordo com Costa *et al.* (2003), o principal fator foi a queda de DBO associada com o crescimento e maturação do biofilme microbiano nas raízes das macrófitas que deve ter retido não apenas a matéria orgânica, mas também os vírus. O número de coliformes termotolerantes também diminuiu acentuadamente, o que pode ter ocasionado queda na concentração dos vírus estudados. No tanque controle, o valor médio de remoção de coliformes termotolerantes foi de 99,08% ($1,28 \times 10^6 - 1,18 \times 10^4$ UFC 100 mL⁻¹) nos LC, porém, a remoção chegou a 99,96% ($1,28 \times 10^6 - 5,23 \times 10^2$ UFC 100 mL⁻¹), este último valor, segundo Costa *et al.* (2003), está em conformidade com o que recomenda a legislação nacional vigente⁸, classificando estas águas como de Classe 2 e satisfaz também as recomendações da OMS para irrigação irrestrita. Os autores concluíram que o sistema de LCFSS utilizado no experimento mostrou-se eficiente na remoção de bactérias e vírus de águas fortemente poluídas.

Hussar *et al.* (2004) construíram um sistema de LCFSS em série para avaliar o seu desempenho na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. A espécie de macrófita cultivada foi a *Typha* spp. A vazão testada foi de 0,3 L min⁻¹, o que resultou em um TDH do sistema de 34 h, 43 min e 20 s. O experimento foi realizado entre os meses de maio a julho de 2002, por um período de 90 dias, no Setor de Aquacultura do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal (CREUPI) na cidade de Espírito Santo do

⁸ Na época em que o trabalho foi realizado, estava em vigência a Resolução CONAMA n° 20/86. Esta Resolução foi revogada pela n° 357/2005, que, por sua vez, foi complementada e alterada pela n° 430/2011.

Pinhal, SP. Durante o período de experimento foram mensuradas as remoções de N, P, enxofre (S), cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg), obtendo-se os seguintes valores médios: N-total – 36,15%, P-total – 43,30%, S-total – 28,20%, Ca – 26,30%, K – 31,61% e Mg – 16,20%.

Em relação à remoção de N-total, Hussar *et al.* (2004) concluíram que o desempenho do sistema foi inferior ao obtido por outros autores que trataram efluentes sanitários e de suinocultura, por outro lado, a remoção de P-total foi considerada satisfatória. Em relação à remoção de S, Ca, K e Mg o desempenho foi baixo, influenciado por outros elementos presentes no efluente, ou até mesmo em função da exigência nutricional da macrófita cultivada. Os autores observaram que houve uma redução na taxa de OD na água. Embora o K seja depois do N o elemento mais exigido pelas plantas, a falta de O₂ diminui sua absorção. A baixa absorção de Mg, segundo os autores, pode ser atribuída à presença do K, pois quando a relação K/Mg é muito alta pode ocorrer decréscimo na absorção de Mg. Os autores sugeriram o aumento do TDH como meio de melhorar o desempenho do sistema na remoção dos referidos nutrientes.

Mazzola *et al.* (2005) avaliaram o desempenho de um sistema piloto de LCFV por batelada para diferentes TDH (24, 48, 72 e 96 h) com três tratamentos diferentes (vegetado com *Typha* sp., *Eleocharis* sp. e não-vegetado), analisando-se os seguintes parâmetros: SST, DQO, N-total, N-amoniaco, NO₃⁻ e P-total. O sistema piloto foi instalado na FEAGRI/UNICAMP e projetado para uma escala comum no meio rural, considerando-se a geração de efluente equivalente a uma comunidade de aproximadamente 30 pessoas (6 famílias). Para o tratamento preliminar foi projetada uma caixa de areia com dois canais em paralelo e para o tratamento primário foi projetado um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC). No LCFV com *Typha* sp. observaram-se remoções de SST de 30% para os tempos de 24 e 72 h e de 60% para os tempos de 48 e 96 h. Para o LCFV com *Eleocharis* sp., a remoção aumentou com o aumento dos TDH, variando entre 30 e 60%, respectivamente, para os tempos de 24 e 96 h. O leito controle apresentou o melhor desempenho para os TDH de 48, 72 e 96 h: remoção de 60 – 84%. A remoção de SST no leito controle foi maior do que nos cultivados, o que, segundo os autores, pode ser atribuído à maior formação de biofilme aderido aos leitos cultivados e à eventual liberação de fragmentos pelas raízes das plantas. Em relação à DQO, os comportamentos dos leitos mostraram-se semelhantes. Com os TDH de 96 e 72 h, as respectivas remoções médias de DQO (73,50 e 70,47%) mostraram-se estatisticamente superiores às relativas aos tempos de 24 e 48 h (26,04 e 29,15%) para os três

tipos de leito. As remoções elevadas para os tempos de 72 e 96 h, ocasionaram efluentes com baixa DQO (média de 42,80 mg L⁻¹).

No LCFV com *Typha* sp. registraram-se as remoções mais elevadas de P para os tempos de 48, 72 e 96 h (respectivamente, 20, 30 e 25%). Este fato, para Mazzola *et al.* (2005), pode ser atribuído à absorção pela planta do P livre, pois a *Typha* sp. apresentou alta taxa de crescimento e produção de biomassa (folhas e raízes) durante o período das análises. No LCFV com *Eleocharis* sp., foi registrada remoção média de 11,42%, o que poderia ser um indicativo de baixa remoção por absorção das raízes das plantas, quando comparado com o leito controle, que indicou média de remoção menor (8,55%). Os resultados indicaram que os maiores TDH proporcionaram maior remoção para os leitos vegetados, devido ao tempo requerido pelas plantas para absorção do P. Em relação ao N-amoniaco, observaram-se concentrações médias relativamente altas no afluente dos leitos (24,5 – 50,75 mg L⁻¹), como resultado da amonificação de compostos nitrogenados no RAC. Os valores no afluente e efluente mantiveram-se muito próximos, como pode ser observado pela pequena remoção (1,48 – 14,17%). No LCFV com *Typha* sp. foram registradas remoções de N-amoniaco entre 10 e 15% para todos os TDH, enquanto no LCFV com *Eleocharis* sp. a remoção foi de aproximadamente 10% para os tempos de 24, 48 e 96 h e 1,48% para o TDH de 72 h. No leito controle, a maior remoção média (14,17%) foi registrada para o TDH de 72 h, para os demais TDH a remoção média situou-se entre 5,23 e 10,2%.

As concentrações de NO₃⁻ mantiveram-se relativamente baixas no afluente (0,4 – 1,3 mg L⁻¹) e efluente (0,1 – 0,9 mg L⁻¹). Destaca-se, para o tempo de 24 h nos LC com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp., um aumento nas concentrações de NO₃⁻ do efluente, respectivamente de 8,06 e 11,11%. Segundo Mazzola *et al.* (2005), este aumento das concentrações de NO₃⁻ poderia estar relacionado à ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de O₂ fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos, e às melhores condições de desenvolvimento das bactérias nitrificantes na rizosfera das macrófitas e a liberação pelas raízes de uma quantidade adicional de O₂ para o meio. O leito controle apresentou relação direta entre o aumento do TDH (24, 48, 72 e 96 h) e a remoção de NO₃⁻ (13, 38, 46 e 58%). Para os leitos vegetados depois do aumento de NO₃⁻ identificado no tempo de 24 h, foi registrada uma remoção em torno de 60% para os tempos de 48 e 72 h. Com tempo de 96 h nos LC não se registrou remoção adicional de NO₃⁻. Para os tempos de 48, 72 e 96 h todos os leitos mostraram comportamento semelhante, com elevada remoção de NO₃⁻. Mazzola *et al.* (2005) atribuíram este comportamento ao processo de desnitrificação: todo O₂ fornecido

inicialmente pela drenagem do sistema teria sido utilizado pelas bactérias facultativas nas primeiras horas, estabelecendo-se uma condição anóxica; nessas condições, as bactérias facultativas, na ausência de O_2 , utilizam o NO_3^- como principal acceptor de elétron, liberando para o meio e, conseqüentemente, para a atmosfera, nitrogênio na forma de gás (N_2). Outra hipótese levantada pelos autores foi o consumo de NO_3^- pelas plantas, o que contribuiria para a maior remoção observada nos leitos vegetados em comparação com o controle.

Um fato importante destacado pelos referidos autores foi a grande diferença de produção de biomassa entre as duas macrófitas cultivadas: $50,38 \text{ t ha}^{-1}$ para a *Typha* sp. e $5,02 \text{ t ha}^{-1}$ para a *Eleocharis* sp. Relacionando esses valores com as remoções de N e P, nota-se que, com a *Typha* sp. obteve-se, simultaneamente, maior produção de biomassa e maior remoção desses dois elementos químicos.

Ribas (2007) desenvolveu um projeto piloto de ETE compacta por LC nas dependências do Viveiro de Plantas Municipal de Jacareí (SP), município localizado às margens do Rio Paraíba do Sul. Foram avaliados o desempenho e a eficiência da estação no tratamento do esgoto gerado por 40 pessoas, proveniente de instalações sanitárias, chuveiros e piaas utilizados pelos funcionários e visitantes. A espécie de macrófita aquática utilizada no sistema foi a *Zantedeschia aethiopica* L., conhecida popularmente como copo-de-leite. O sistema entrou em atividade em junho de 2004 e entre os dias 21/07/2004 a 21/02/2006 foram coletadas amostras do efluente bruto e tratado. A eficiência do sistema foi constatada através de 10 análises laboratoriais por um período de 20 meses e apresentou resultados positivos quanto à redução de carga orgânica, nutrientes e microrganismos patogênicos entre o efluente bruto e o tratado. A Tabela 3 apresenta a eficiência do sistema para alguns parâmetros analisados.

Tabela 3. Eficiência no tratamento de esgoto da estação compacta desenvolvida por Ribas (2007), a partir das reduções médias entre o efluente bruto e o tratado.

Parâmetros	Remoção (%)
DBO	86,60
DQO	87,00
N-amoniacal	46,00
NTK	40,00
P-total	38,00
Coliformes totais e termotolerantes	99,00

De acordo com Ribas (2007), em relação à DBO, verificou-se a partir do 5º mês de operação da ETE, em novembro de 2004, a ocorrência de valores relativamente baixos,

chegando mesmo na coleta do dia 07/07/05 a atingir o índice 3 mg L^{-1} . Sendo o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, art. 15, o valor de 5 mg L^{-1} ou podendo este valor ser ultrapassado, desde que o tratamento reduza no mínimo 80% da carga, em termos de DBO. Os resultados da DQO, pela média obtida durante as 10 avaliações do esgoto tratado na ETE, demonstraram que o sistema apresentou significativa eficiência, apesar de a legislação não mencionar valores para este parâmetro.

Segundo Ribas (2007), os valores de remoção obtidos para o N-amoniaco e NTK estão de acordo com o citado pela EPA⁹ (1992) e por Metcalf e Eddy¹⁰ (1991), em que a eficiência na remoção de N em filtros biológicos de baixa carga, no qual se enquadra o LC, deve estar entre 30% a 40%. A remoção de P-total também está de acordo com o citado pela EPA (1992) e por Metcalf e Eddy (1991), em que a eficiência na remoção de P em filtros biológicos de baixa carga deve estar entre 30% a 40%.

Para a referida autora, o sistema atendeu as perspectivas, superando-as até em alguns resultados, como por exemplo, na redução de DBO e coliformes termotolerantes, vindo a alcançar em algumas amostras limites estabelecidos pela legislação ou muito próximos deles. Com relação à eficiência da espécie vegetal utilizada, a mesma apresentou adaptação às condições do LC, supondo-se possuir potencial para redução de nutrientes e inativação de microrganismos patogênicos. Além disso, o sistema projetado apresentou como vantagens: baixo custo de construção, com um custo total de implantação de R\$ 4.000,00, o que corresponde a R\$ 100,00 *per capita*; simples operacionalidade e manutenção; boa eficiência; ausência de odores e vetores e no caso da espécie vegetal utilizada, por tratar-se de uma planta ornamental, contribuição paisagística ao local.

Schulz (2009) avaliou o desempenho de macrófitas aquáticas emersas (*Typha dominguensis*, *Zizaniopsis bonariensis* e *Scirpus californicus*) em um sistema de tratamento de efluente da indústria de parboilização do arroz. O autor ressalta que a parboilização do arroz resulta em efluentes industriais que necessitam de tratamento para alcançarem os padrões de emissões de efluentes estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006¹¹, antes do seu lançamento no meio ambiente. A área de estudo foi uma indústria de

⁹ EPA, Environmental Protection Agency, Cincinnati, Manual.Wastewater treatment/disposal for small communities.*Technology Transfer*, 1992, 110p.

¹⁰ METCALF & EDDY. *Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse*. Metcalf & Eddy, Inc. 3ed, 1991,1334p.

¹¹ Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, que exige, de fontes poluidoras, o tratamento de efluentes domésticos e industriais em padrões bastante rígidos, principalmente para DQO, N e P (SCHULZ, 2009).

parboilização de arroz localizada no município de Santo Antônio da Patrulha/RS. O sistema de tratamento de efluentes do processo de parboilização de arroz existente, na área de estudo, era muito simples e não atendia aos padrões de emissão estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Assim, o sistema teve que ser modificado para realizar o tratamento primário adequado dos efluentes, antes que esses pudessem passar pelo sistema com plantas emersas (LCFSS). O LCFSS foi dimensionado para receber o efluente filtrado constituindo-se em um sistema secundário para adequação dos parâmetros em estudo. O sistema começou a funcionar em 10/10/2008 e sua eficiência foi monitorada por 8 meses. Quanto ao efluente tratado, verificou-se que, em direção ao fluxo de tratamento, o efluente se mostrou cada vez mais límpido e sem sólidos. O efluente final, de saída do sistema, apresentou-se sem odor e bastante límpido e sem alteração de cor no corpo receptor. A Tabela 4 apresenta os valores médios do efluente bruto, os valores do efluente tratado de outubro de 2008 a junho de 2009 e os valores, padrão de emissão da ETE, estabelecidos na Resolução CONSEMA nº 128/2006 e na Licença de Operação (LO) da empresa responsável pela atividade agroindustrial de parboilização de arroz.

Tabela 4. Valores dos parâmetros utilizados no monitoramento do efluente.

Análises (mg L ⁻¹)	Efluente Bruto	Efluente Tratado						Padrão (LO)			
		2008			2009						
		10	11	12	01	02	03	04	05	06	
DBO	997,5	130	115	30	50	55	24	44	4,8	56	150
DQO	1.234,2	330	280	226,4	246,4	272,6	110	151,2	70	249,6	360
Ca	47,6	ND*	ND	ND	ND	ND	22,2	25,4	13,5	20,8	–
P-total	48,8	0,7	0,9	0,6	0,8	0,9	8,7	1,8	3,4	3,5	4
N- amoniacoal	37,5	2,3	6,5	2,8	4,9	8,7	12,7	13,7	12,2	15,6	20
N-total	124,1	9,9	15,9	7,2	12,4	17,5	17,9	25,9	16,9	25,4	20
pH	4,4	7,0	7,2	7,0	7,5	7,4	7,3	7,5	7,4	7,0	6 a 9
SS	288	32	45	80	75	62	10	8	6	54	155

Fonte: SCHULZ (2009).

* ND = não detectado

De acordo com Schulz (2009), os percentuais de remoção dos parâmetros analisados ficaram acima de 58%, apresentando uma média de 83% no sistema de LCFSS. Os parâmetros DBO, DQO e SS, respectivamente, apresentaram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006 em todas as amostragens. Na análise realizada em março de 2009, o P-total ($8,7 \text{ mg L}^{-1}$) ultrapassou o padrão estabelecido pela legislação ambiental (4 mg L^{-1}). Segundo o autor, este fato pode estar relacionado ao período de safra de arroz, isto é, devido à mudança de matéria-prima e/ou aumento da vazão do efluente bruto resultando numa baixa da eficiência do sistema em relação à remoção de P, mas no mês seguinte o padrão de emissão foi restabelecido. Os resultados de N-amoniaco estiveram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006, enquanto que o N-total, nas análises realizadas em abril e em junho de 2009, ultrapassou o padrão de 20 mg L^{-1} . Para o autor este fato pode estar relacionado com os mesmos fatores que levaram o P-total a ter ultrapassado o limite estabelecido pela legislação ambiental.

Schulz (2009) concluiu que o LCFSS proposto foi eficiente na remoção de poluentes mesmo com variações nas condições de alimentação podendo ser utilizado para o tratamento de efluente do arroz parboilizado.

Assumpção *et al.* (2011) avaliaram a eficiência de um sistema de LCFSS, em uma instituição de ensino, logo após período de recesso, verificando, por um período de 45 dias, se este apresentava sinais de recuperação natural, sem qualquer intervenção; em seguida foi efetuado o plantio de 15 mudas de *Thypha* sp., mantendo-se as análises por mais 45 dias, após plantio de novas mudas. De acordo com os autores, as instituições de ensino, por serem locais de concentração de pessoas, podem vir a lançar diariamente, nos sistemas públicos de coleta, volumes elevados de esgoto doméstico. Os LC são altamente adequados para tratamento dos efluentes domésticos, típicos das instituições de ensino, no entanto, sofrem danos com interrupções de longos períodos no fluxo dos esgotos, com isso os períodos de férias e recessos escolares são, por muitas vezes, os principais causadores da mortalidade das macrófitas do leito.

O estudo, realizado por Assumpção *et al.* (2011), foi desenvolvido nas instalações da Fazenda Piloto do Departamento de Ciências Agrárias – Universidade de Taubaté. A estação de tratamento de esgoto é composta por fossa séptica, filtros anaeróbios e LCFSS com *Typha* sp.; atende, aproximadamente, de 150 a 400 pessoas por dia e recebe esgoto sanitário e água residuárias de laboratórios, cozinhas, cantina e da Fábrica Piloto de Alimentos. A eficiência do LCFSS foi medida em termos da capacidade do sistema em remover os poluentes do

esgoto. Para isso, as amostras foram coletadas antes e depois do plantio das macrófitas no leito. A determinação dos poluentes foi realizada em amostras de efluentes coletados semanalmente durante dois meses nos pontos antes da fossa séptica e na saída do LCFSS. Os seguintes parâmetros foram analisados: turbidez, pH, DBO, DQO, N, P e coliformes termotolerantes.

Assumpção *et al.* (2011) subdividiram os resultados amostrados em todos os parâmetros analisados em dois períodos, o primeiro compreende as coletas feitas entre 17/03/2010 e 14/04/2010 e o segundo, abrange coletas entre 16/04/2010 e 27/05/2010. Essa segregação foi feita em virtude de um processo de intervenção que foi executado no leito em 15/04/2010, nesse processo foi removido todo material vegetal em decomposição que estava sobre o leito e foi feito um plantio de 15 mudas de *Typha sp.* A Tabela 5 apresenta as diferentes taxas de eficiência alcançada pelo leito em cada um dos períodos.

Tabela 5. Eficiência do tratamento do efluente no leito cultivado antes e após o plantio das mudas de *Typha sp.*

Parâmetro	Eficiência pré-plantio (%)	Eficiência pós-plantio (%)	Eficiência global (%)
Turbidez	47,8	78,2	63,0
pH	2,5	5,8	4,3
N-amoniaco	2,2	38,0	21,7
NO ₃ ⁻	12,6	53,2	31,1
P-total	13,9	25,6	20,3
DBO	15,8	66,2	46,0
DQO	21,6	36,5	29,7
Coliformes Termotolerantes	29,7	60,7	44,0

Fonte: Modificado de ASSUMPÇÃO *et al.* (2011).

De acordo com Assumpção *et al.* (2011), o aumento nos valores da eficiência nos parâmetros analisados indica uma influência positiva da vegetação. Os autores concluíram que após um período de inatividade, o sistema de LCFSS sofreu danos prejudicando as macrófitas e os microrganismos contidos em seu interior. Porém, ao retornar o fluxo efluente, o sistema iniciou um processo de recuperação natural que resultou na melhora gradativa da eficiência de remoção dos poluentes, de forma lenta. A remoção da matéria orgânica morta e o plantio de novas mudas da espécie vegetal impactaram de forma significativa e positiva, resultando em um aumento imediato na qualidade do efluente.

Nava e Lima (2012) avaliaram a eficiência de um LC instalado no Horto Florestal de Caçador (SC), precedido por caixa de gordura e pelo sistema fossa filtro. O projeto foi implantado na casa do responsável pela vigia do estabelecimento, cujos moradores são o casal

e mais dois filhos. A vazão média diária de esgoto por morador é de 160 L dia⁻¹, totalizando 640 L dia⁻¹. O LC possuía as seguintes medidas: 5 m x 2 m x 1 m, totalizando 10 m³. O fundo do LC foi forrado com uma lona plástica grossa, com drenos de entrada e saída de tubo de PVC com furos, cobertos com brita números 0 e 2 e areia média, a macrófita utilizada foi o junco, *Phragmites* spp. (4 plantas por m²). Foram realizadas duas coleta do efluente bruto (antes da chegada na caixa de gordura) e do efluente tratado (saída do LC), em 16/05/2012. Os autores verificaram uma redução da DBO na ordem de 92% e com relação à turbidez uma redução de 94%. Além disso, a macrófita utilizada apresentou um crescimento rápido e denso, com ótima adaptação ao clima local, baixa manutenção e eficiência satisfatória. Desse modo, comprovou-se a eficiência do sistema no tratamento do esgoto doméstico rural.

3.4 A importância das macrófitas aquáticas nos leitos cultivados

Conforme Brix (1997), o termo macrófitas aquáticas inclui plantas aquáticas vasculares (angiospermas e pteridófitas), musgos aquáticos, e algumas algas abundantes que são facilmente visíveis. Embora pteridófitas, como as dos gêneros *Salvinia* e *Azolla*, e grandes algas, como as do gênero *Cladophora*, sejam comuns em áreas alagadas, as plantas com flores (i.e. angiospermas) são as que, frequentemente, predominam.

Segundo Esteves (1998), as macrófitas aquáticas são vegetais que durante sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o aquático. Em consequência, apresentam ainda várias características de vegetais terrestres, como a presença de cutícula, embora fina, e de estômatos, na maioria das espécies, não funcionais. As macrófitas aquáticas apresentam alta capacidade de adaptação e grande amplitude ecológica. Este fato possibilita que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes. Além disso, a maioria das macrófitas aquáticas é capaz de suportar longos períodos de seca. Neste caso, transformam-se em formas terrestres, com profundas modificações anatômicas, fisiológicas e, sobretudo, fenotípicas. Este autor classifica as macrófitas aquáticas em (Figura 6):

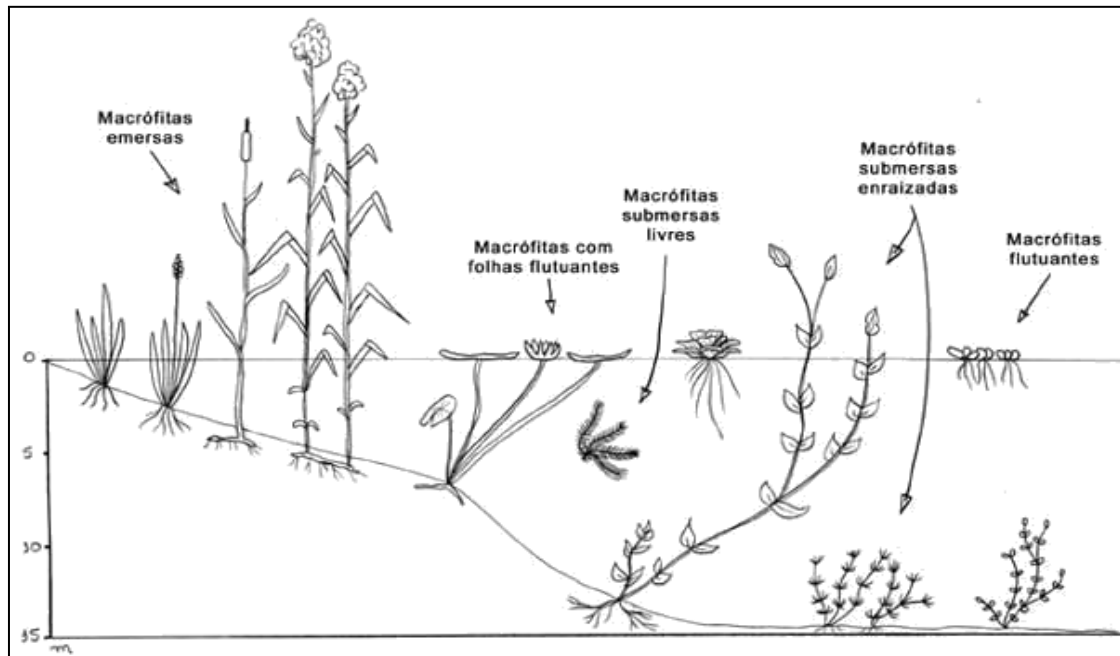


Figura 6. Classificação das macrófitas aquáticas. Fonte: PROBIO (2016).

- **Macrófitas aquáticas emersas:** plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus*, *Eleocharis*, etc.
- **Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes:** plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*.
- **Macrófitas aquáticas submersas enraizadas:** plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, via de regra, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, *Mayaca* e a maioria das espécies do gênero *Potamogeton*.
- **Macrófitas aquáticas submersas livres:** são plantas que têm rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das macrófitas aquáticas de folhas flutuantes e nos caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (exceção de *Ceratophyllum*). Ex.: *Utricularia*, *Ceratophyllum* e *Cabomba*.

- **Macrófitas aquáticas flutuantes:** são aquelas que flutuam na superfície da água. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. Neste grupo, destacam-se: *E. crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

Esteves (1998) destaca o importante papel das macrófitas aquáticas, principalmente as enraizadas, na ciclagem de nutrientes, por meio do chamado efeito de “bombeamento”. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa. Além disso, através da alta taxa de produtividade primária, em especial das macrófitas emersas, estes vegetais podem se constituir na principal comunidade produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema.

3.4.1 Papel das macrófitas aquáticas em leitos cultivados

De acordo com Valentim (2003), existem várias espécies vegetais com potencial para serem utilizadas nos LC e em outros tipos de sistemas naturais, sendo fundamental a integração de diversos grupos de pesquisa para que se chegue a resultados mais conclusivos e que viabilizem não só o uso destas plantas no tratamento, mas que forneçam alternativas de geração de renda (artesanato) e aumento da atividade econômica nos locais que adotarem os sistemas naturais como sistema de tratamento.

Pott e Pott (2002) afirmam que todas as macrófitas aquáticas podem ser consideradas como despoluidoras, porém o aguapé (*E. crassipes*) está entre as mais estudadas e eficientes. Várias lemnáceas ou lentilhas-d’água, a taboa (*T. domingensis*), a alface-d’água (*P. stratiotes*) e *Azolla* spp. também podem ser usadas.

Conforme Brix (1997), as macrófitas aquáticas desempenham funções importantes nos processos de tratamento de águas residuárias em LC e devem ser consideradas um componente essencial dos projetos de construção destes sistemas. Algumas dessas funções são apresentadas a seguir:

- **Efeitos físicos:** a presença de cobertura vegetal distribui e reduz a velocidade da correnteza da água, o que cria melhores condições para a sedimentação de SS, reduz o risco de erosão, por conta do seu denso sistema de raízes, e ressuspensão e aumenta o tempo de contato entre a água e as áreas superficiais da planta. O movimento das

plantas, devido ao vento, mantém a superfície aberta, e o crescimento das raízes dentro do meio suporte ajuda na decomposição da matéria orgânica e a prevenir o entupimento. A cobertura vegetal pode ser considerada como um denso biofilme localizado entre a atmosfera e o meio suporte dos LC ou entre a atmosfera e a superfície da água, nos quais ocorrem gradientes significativos em diferentes parâmetros ambientais. A velocidade do vento é reduzida próximo do meio suporte ou da água superficial quando comparada com a velocidade acima da vegetação, o que reduz a ressuspensão de material sedimentado e, assim, melhora a remoção de SS pela sedimentação. Entretanto, um ponto negativo da redução da velocidade do vento próximo da superfície da água é a redução da aeração da coluna d'água. A luminosidade também é atenuada, impedindo a produção de algas na água abaixo da cobertura vegetal. Outro efeito importante das plantas é o isolamento que a cobertura vegetal fornece durante o inverno, especialmente, em regiões temperadas.

- **Área superficial para o crescimento microbiológico:** os caules e folhas das macrófitas que estão submersos na coluna d'água fornecem uma ampla área superficial para a formação de biofilmes. Os tecidos da planta são colonizados por densas comunidades de algas fotossintéticas, bem como, pelas bactérias e protozoários. Da mesma forma, as raízes e rizomas que estão enterrados no solo fornecem um substrato para o crescimento aderido de microrganismos. Estes biofilmes, assim como aqueles sobre todos os sólidos superficiais imersos nos LC, incluindo tecidos mortos de macrófitas, são responsáveis pela maioria dos processos biológicos que ocorrem nestes ambientes.
- **Absorção de nutrientes:** plantas de áreas alagadas necessitam de nutrientes para crescer e se reproduzir. As macrófitas enraizadas absorvem nutrientes, principalmente, através dos seus sistemas de raízes. Os caules e folhas imersos também absorvem nutrientes, através da água circundante. Como essas plantas são muito produtivas, quantidades consideráveis de nutrientes podem ser estocadas na biomassa.
- **Excreção de compostos pelas raízes:** é bem documentado que macrófitas aquáticas liberam O_2 pelas suas raízes para dentro da rizosfera e que isto influencia os ciclos biogeoquímicos nos sedimentos, através de efeitos no estado redox dos sedimentos. O

O₂ liberado pelas raízes cria condições oxidantes em um substrato que antes era anóxico, o que estimula a decomposição aeróbia da matéria orgânica e o crescimento de bactérias nitrificantes. Além disso, elimina microrganismos patogênicos, que são, em geral, anaeróbios. O sistema de raízes também libera outras substâncias além do O₂. Em alguns estudos iniciais, a Dra. Seidel do Instituto Max Planck, na Alemanha, mostrou que o junco do gênero *Schoenoplectus*, excreta antibióticos pelas suas raízes. Uma variedade de bactérias desapareceu, obviamente, da água poluída, ao passar por uma vegetação de juncos. Tal fato evidencia a importância das macrófitas aquáticas na eliminação de microrganismos patogênicos. É bem conhecido, também, que uma variedade de macrófitas submersas excreta compostos que afetam o crescimento de outras espécies. As plantas também excretam uma variedade de compostos orgânicos pelas suas raízes. A importância desta excreção ainda não está bem clara, mas os valores são, geralmente, em cerca de 5 – 25% de carbono fotossinteticamente fixado. Este carbono orgânico excretado pelas raízes pode funcionar como uma fonte de carbono para bactérias desnitrificadoras e assim aumentar a remoção de NO₃⁻.

Segundo Valentim (1999), de uma forma geral, os benefícios das macrófitas no tratamento de efluentes podem ser assim sumarizados:

- **Estético:** o primeiro benefício da vegetação em comparação a um filtro de solo ou de pedras na redução de materiais orgânicos e sólidos suspensos é a estética e o apelo ecológico da unidade de várzea;
- **Controle de odor:** um segundo benefício é que as plantas, associadas com os sedimentos, agem como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir;
- **Tratamento de efluentes:** o terceiro benefício das plantas e do meio suporte é promover um tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, retirando SS e microrganismos patogênicos;
- **Controle de insetos:** a massa superficial (planta e meio suporte) também limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas.

3.4.2 A *Pistia stratiotes*

Conhecida vulgarmente como alface d'água, flor d'água, erva-de-santa-luzia, lentilha d'água, etc., a *P. stratiotes* é uma planta daninha aquática, flutuante, herbácea, de 25 cm de diâmetro, pertencente à família *Araceae* (Figura 7). Flutua na água graças à presença de folhas esponjosas e cheias de ar. Multiplica-se tanto por sementes como por meios vegetativos (estolões). Amplamente distribuída em todo o mundo tropical, tem limitado o aproveitamento econômico dos mananciais aquáticos. No Brasil, os maiores danos são causados nas áreas mais quentes e em mananciais poluídos. À semelhança do aguapé (*E. crassipes*), também é utilizada em sistemas de tratamento de águas residuárias. Sua origem é incerta, sendo hoje a planta aquática mais difundida no mundo (SOUZA, PEIXOTO e TOLEDO, 1995).



Figura 7. Desenho esquemático da *Pistia stratiotes*.
Fonte: PROBIO (2016).

A *P. stratiotes* apresenta aspecto aveludado e um sistema radicular bastante desenvolvido. Suas raízes servem de local para a reprodução de insetos transmissores de malária e encefalomielite. Possui formato interessante, lembrando um cálice, pelo que é muito utilizada em tanques ornamentais com finalidades decorativas. Necessita, todavia, de grande quantidade de luz para seu bom desenvolvimento, não sendo, portanto, recomendada em ambientes interiores mal iluminados. É considerada planta medicinal pelas populações rurais, que a reputam diurética, anti-hemorroidal e anti-sifilítica, sendo ainda empregada no tratamento de diabetes, urinas sanguíneas, tumores causados por erisipela, asma, hemoptise, hidropisia, enfermidades dos rins, disenteria, moléstias herpéticas e hérnias infantis. Pode ser

utilizada na forma de infusão, decoto e macerado das folhas (SOUZA, PEIXOTO e TOLEDO, 1995).

3.4.3 A *Eichhornia crassipes*

A *E. crassipes* é uma planta herbácea, aquática, flutuante, pertencente à família *Pontederiaceae*, originária da região amazônica. Apresenta pseudocaule, de onde partem as raízes de cor escura com uma abundante massa de pelos absorventes em forma de cabeleira e os pecíolos das folhas, que podem ser alongados ou globosos (Figura 8). A propagação pode ser de forma sexuada ou assexuada (vegetativa), por meio de emissão de estolões laterais, pelo pseudocaule, sendo esta última forma responsável pela sua extraordinária capacidade de expansão (SOUZA, PEIXOTO e TOLEDO, 1995).



Figura 8. Desenho esquemático da *Eichhornia crassipes*.
Fonte: PROBIO (2016).

No Brasil, recebe várias denominações como camalote, aguapé, baronesa, mureru, muriru, mururé, etc. Na região amazônica e pantanal mato-grossense encontra-se bem disseminada, mas de forma estacionária. Alastrou-se praticamente por todos os continentes (exceto nas regiões árticas), devido à poluição causada por esgotos comunitários em lagos, represas e rios de baixo fluxo (SOUZA, PEIXOTO e TOLEDO, 1995). Contudo, de acordo com Thomaz e Esteves (2011), foi devido à beleza de suas flores (erroneamente e de forma proposital vendida no exterior como “orquídea aquática”), é que o aguapé foi introduzido inadvertidamente em todos os continentes, causando sérios danos econômicos e ecológicos

em vários ecossistemas aquáticos (p. e. no sul dos EUA, África e Austrália). Somente nos EUA, o prejuízo chega aos milhões de dólares por ano, com o uso de herbicidas aquáticos. O aguapé está entre as 100 principais espécies invasoras do planeta pela *International Union for Conservation of Nature*.

A partir de 1940, sua imagem como praga começou a ser modificada, graças a pesquisas desenvolvidas pela NASA, quando em busca de processos mais simples e econômicos para o tratamento da água residuária de naves espaciais e de uma fonte de alimento para insetos e animais usados nas pesquisas no espaço. Atualmente, vários trabalhos demonstram sua eficiência na redução da turbidez, de sólidos em suspensão, sedimentáveis e dissolvidos, de coliformes fecais e totais, de detergentes e agrotóxicos. Dados da NASA apontam que 4,65 m² de uma área coberta com aguapé depuram por dia o esgoto produzido por uma pessoa e um hectare de aguapé absorve a mesma quantidade de N contida no esgoto de 2000 pessoas lançado diariamente numa lagoa comunitária (SOUZA, PEIXOTO e TOLEDO, 1995).

De acordo com Mafei¹² (1988 *apud* Spósito, 2013), a *E. crassipes* pode ser um confiável bioindicador de poluição hídrica, por apresentar alterações significativas em sua composição química e em sua fisiologia, quando se desenvolve em ambientes poluídos. Por exemplo, plantas cuja parte aérea é baixa, de coloração amarelada e com sistema radicular longo (de 70 a 80 cm) são indicativos de um ambiente com baixa ou nenhuma poluição; plantas com parte aérea alta (50 a 70 cm) esverdeada, com sistema radicular curto e pouco volumoso, indicam presença de elevada poluição orgânica ambiental.

3.4.4 Utilização de *P. stratiotes* e *E. crassipes* em pesquisas com leitos cultivados

Fonkou *et al.* (2002) avaliaram, por 30 dias, a eficiência, o crescimento e a produtividade de *P. stratiotes* em um sistema de LCFS, construído em escala piloto, para o tratamento de efluentes sanitários. Os LCFS foram construídos em uma região pantanosa perto do córrego Biyeme, em Yaounde, capital da República dos Camarões. O sistema foi composto por 8 lagoas distribuídas em série e operava em duas fases: 1ª) Uma lagoa de decantação-digestão, na qual a matéria orgânica era decomposta parcialmente por microrganismos; 2ª) Sete lagoas cultivadas, cada uma, com 30 espécimes jovens de *P. stratiotes*, com o objetivo de aumentar a atividade microbiana, absorver nutrientes e remover

¹² MAFEI, M. Aguapé – O bombril das águas. *Globo Rural*, São Paulo, v. 34, p. 40-51, 1988.

sólidos em suspensão. As lagoas foram separadas por um dique de 2 m de espessura e ligadas por canos de PVC. O TDH foi de 10 dias. O crescimento e a produtividade das plantas foram avaliados a cada 5 dias, a partir da evolução de alguns atributos morfológicos (número de folhas, diâmetro das plantas, densidade de plantas, comprimento da raiz principal) e da biomassa. A reprodução da planta foi avaliada a partir da estratégia de propagação adotada no sistema. Para avaliar a composição química de *P. stratiotes* foram utilizados os seguintes parâmetros: teor de água, N-total, proteína bruta, óleos, fibras, cinzas e extrato livre de N. Os autores observaram um rápido crescimento da planta e a redução no efluente de alguns parâmetros físico-químicos analisados e concluíram que o funcionamento de um sistema de tratamento de efluentes com *P. stratiotes* é uma solução simples e eficiente para o tratamento de efluentes sanitários, especialmente nos trópicos e que esta eficiência está relacionada com o gerenciamento cuidadoso da planta no sistema. Este gerenciamento envolve a colheita periódica de parte da biomassa produzida, a cada 15 dias.

Henry-Silva e Camargo (2008) avaliaram a eficiência de sistemas compostos de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*E. crassipes* e *P. stratiotes*) no tratamento de efluentes gerados por um viveiro de manutenção de reprodutores de camarões-canela (*Macrobrachium amazonicum*). O experimento foi realizado na Universidade Estadual Paulista (Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura), entre janeiro e maio de 2003. Os sistemas de tratamento foram constituídos de 15 tanques de fibra de vidro (1.000 L), instalados ao ar livre, sendo 12 unidades experimentais com as macrófitas aquáticas e 3 sem plantas (controle). O TDH em cada um dos tanques foi de aproximadamente 17 h, com vazão de 1 L min⁻¹. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado, com 5 tratamentos, cada um com três repetições. Os tratamentos foram compostos de: apenas *E. crassipes*; apenas *P. stratiotes*; E + P: *E. crassipes* na metade inicial dos tanques e *P. stratiotes* na metade final dos tanques; P + E: *P. stratiotes* na metade inicial dos tanques e *E. crassipes* na metade final dos tanques; controle: sem plantas.

Foram analisadas amostras da água de abastecimento do viveiro de criação dos camarões, do efluente gerado e dos efluentes tratados. Os seguintes parâmetros foram analisados: pH, turbidez, OD, condutividade elétrica (CE), N-total, nitrito (NO₂⁻), NO₃⁻, N-amoniaco, P-dissolvido, P-total e alcalinidade total. A qualidade do efluente de carcinicultura (teores de nutrientes e matéria orgânica) melhorou depois que a água passou pelos sistemas de tratamento. Os valores de P, N e turbidez do efluente reduziram após o efluente atravessar os sistemas com as macrófitas aquáticas, embora a remoção de nutrientes não tenha diferido

significativamente entre as duas espécies vegetais. A remoção de nutrientes foi menor no sistema controle. As maiores remoções foram obtidas para P-total (41,9% pelo controle; 71,6% por *E. crassipes*; 69,9% por *P. stratiotes*; 72,5% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 72,1% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*) e para turbidez (30,6% pelo controle; 80,2% por *E. crassipes*; 75,2% por *P. stratiotes*; 79,8% por *E. crassipes* + *P. stratiotes* e 81,5% por *P. stratiotes* + *E. crassipes*). Segundo os autores, as macrófitas aquáticas foram eficientes na remoção de N e P dos efluentes de criação de *M. amazonicum*.

Saccon (2009) avaliou o potencial de LCFV no tratamento de águas cinza domiciliares. O experimento foi realizado em uma unidade residencial localizada no município de Foz do Iguaçu, PR, sendo composto por 4 caixas de fibra (250 L), preenchidas com brita nº 3, areia e revestidas com manta bidim para evitar a infiltração entre os substratos. Foram feitas diluições do efluente em três caixas: 25%, 50% e 75%; uma das caixas foi utilizada como testemunha (água limpa e plantas). As análises foram realizadas, após os TDH testados, 7 e 14 dias. Foram analisadas as reduções de parâmetros físico-químicos como pH, SSed, turbidez, DQO, DBO, NTK e P-total, além da análise de parâmetros microbiológicos (bactérias heterotróficas e presença/ausência de coliformes totais e fecais). Obtiveram-se os seguintes valores de redução: pH entre 23% a 27%, SSed 100%, turbidez entre 96% a 99%, DQO 95% a 97%, DBO entre 88% a 94%, NTK de 25% a 93%, P-total entre 87% a 97%. Os valores microbiológicos foram: bactérias heterotróficas reduções de 5% a 98%, e na averiguação de coliformes totais e fecais foram registradas a presença em todos os leitos tanto aos 7 quanto aos 14 dias de detenção. Por meio dos resultados obtidos, constatou-se que os LCFV com *P. stratiotes* foram eficientes na redução dos parâmetros analisados.

Costa *et al.* (2010) avaliaram a eficiência das macrófitas aquáticas *P. stratiotes*, *Salvinia* sp. e sua interação no tratamento de efluente de suinocultura. O experimento foi realizado na Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Campus Toledo, PR, sendo conduzido em 24 recipientes com capacidade de 80 L, perfazendo 3 tratamentos e 8 repetições, instalados em uma casa de vegetação com abertura lateral, com TDH de 4 dias. Foram avaliados os seguintes parâmetros: P-total, N-amoniaco, NO_3^- , NO_2^- e PO_4^{3-} do efluente de cada unidade experimental e verificado o ganho de biomassa médio das macrófitas. Houve redução nos valores dos parâmetros avaliados, no entanto não foi observada diferença significativa entre os tratamentos. A *Salvinia* sp. demonstrou-se mais eficiente para produção de biomassa, $158,60 \text{ g m}^2\text{dia}^{-1}$, em relação a *P. stratiotes*, $96,40 \text{ g m}^2$

dia⁻¹, quando submetidas ao efluente de suinocultura, porém ambas demonstraram ser eficientes na remoção dos nutrientes quando utilizadas individualmente ou sob interação.

França *et al.* (2014) avaliaram a eficiência das macrófitas aquáticas *P. stratiotes* e *E. crassipes* no tratamento de efluente sanitário para a remoção de características prejudiciais à utilização do mesmo para irrigação de cultivos agrícolas. O experimento foi conduzido na Universidade Estadual de Goiás (UEG), Anápolis, GO. O efluente utilizado no estudo foi proveniente da ETE desta instituição de ensino. Adotou-se um delineamento inteiramente casualizado e os tratamentos consistiram na combinação das 2 espécies em 2 tipos de recipientes (caixa de amianto e caixa de polietileno), com 6 repetições. As amostras do efluente foram coletadas individualmente por 35 dias, com um TDH de 0, 7, 14, 21 e 28 dias. Os parâmetros físico-químicos avaliados foram pH; temperatura; turbidez e CE. Segundo os autores, os resultados obtidos encontram-se de acordo com a legislação analisada (Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005; Decreto Goiano nº 1.745/1979).

Considerando os resultados obtidos em diferentes pesquisas com *P. stratiotes* e *E. crassipes*, buscou-se avaliar, por meio de bioensaios, o potencial de utilização de LC com estas macrófitas aquáticas no tratamento do efluente sanitário, pós-tratamento secundário, proveniente da ETE da UFF – *Campus Aterrado*.

4 Metodologia

4.1 Local do estudo e do efluente utilizado

O estudo foi realizado na Universidade Federal Fluminense (UFF) – *Campus Aterrado*, localizado no município de Volta Redonda, RJ, e consistiu na realização de três bioensaios, sendo um com *P. stratiotes* e os demais com *E. crassipes*.

O município de Volta Redonda está situado no Sul do Estado do Rio de Janeiro, no trecho inferior do médio vale do Rio Paraíba do Sul, entre as serras do Mar e da Mantiqueira, com altitude de 350 m a 707 m; latitude 22° 29' 00" S, longitude 44° 05' 00" W; temperatura média de 21 °C; índice pluviométrico de 1.337 mm; e clima mesotérmico, com inverno seco, verão quente e chuvoso e elevado índice de umidade: 77% (PORTAL VR, 2016).

O efluente utilizado neste estudo foi proveniente da ETE da UFF – *Campus Aterrado* (Figuras 9 e 10), que trata o efluente sanitário gerado pela cozinha e pelos banheiros do *Campus*. Na ETE, este efluente passa por uma etapa preliminar de tratamento por meio de gradeamento. Em seguida, segue para um poço de recalque, do qual é bombeado para dois reatores anaeróbios de fluxo ascendente (Reatores UASB). Depois, é distribuído para quatro filtros anaeróbios de fluxo ascendente, dos quais segue para uma caixa de passagem que o conduz para a rede coletora, sendo, então, conduzido para o Rio Paraíba do Sul. Tradicionalmente considera-se esse processo como nível de tratamento primário, porém, devido à eficiência alcançada, é possível classificá-lo como secundário.



Figura 9. Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da UFF – *Campus Atterrado*. (a) Vista frontal da ETE, com destaque para o poço de recalque e para os dois reatores UASB; (b) Vista lateral da ETE; (c) Vista frontal da ETE, com destaque para os filtros anaeróbios de fluxo ascendente, a caixa de passagem e a ligação com a rede coletora; (d) Detalhe da saída do efluente da ETE.



Figura 10. Coleta do efluente.

4.2 Bioensaio com *P. stratiotes*

4.2.1 Coleta e adaptação dos espécimes de *P. stratiotes*

Os espécimes de *P. stratiotes* foram coletados no “Lago do Pavilhão de Química” da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), no município de Seropédica, RJ (Figura 11). Foram coletados 50 espécimes, que reuniam as seguintes características: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, diâmetro similar da parte aérea, número similar de folhas (6-7), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas (Figura 12).



Figura 11. “Lago do Pavilhão de Química” da UFRRJ. (a) Vista frontal; (b) Vista lateral, com detalhe do “tapete” de macrófitas aquáticas formado pelos espécimes de *P. stratiotes*.



Figura 12. Espécimes de *P. stratiotes* coletados para o estudo.

Os espécimes foram acondicionados em um saco plástico e levados para o Laboratório de Materiais e Eletroquímica da UFF – *Campus Aterrado/Volta Redonda*, RJ. No laboratório, as raízes das plantas foram cuidadosamente lavadas em água corrente, para a remoção do excesso de material aderido (Figura 13). Em seguida, os espécimes foram distribuídos em 29 vasos plásticos, contendo 3 L de água deionizada cada um, para adaptação por 10 dias (Figura 14).



Figura 13. Lavagem das raízes dos espécimes de *P. stratiotes*.



Figura 14. Adaptação dos espécimes de *P. stratiotes* em água deionizada.

4.2.2 Montagem dos leitos cultivados com *P. stratiotes*

Os LC foram montados em vasos plásticos, com capacidade máxima de 8 L, sendo o volume útil de 6 L, contendo 3 repetições para cada tratamento. Cada tratamento foi composto pelo efluente pós-tratamento secundário mais um espécime de *P. stratiotes* (leitos experimentais). Como controle foram utilizados vasos contendo 6 L de efluente puro, sem a presença de plantas, além de leitos testemunhas, contendo solução nutritiva de Hoagland modificada, pH 5,6 (HOAGLAND e ARNON, 1950) mais um espécime de *P. stratiotes*.

Em cada tratamento foram avaliados três TDH: 7, 14 e 21 dias. O experimento foi distribuído em um delineamento inteiramente casualizado, contendo 3 tratamentos, 3 TDH e 3 repetições, totalizando 27 unidades experimentais (Figura 15).

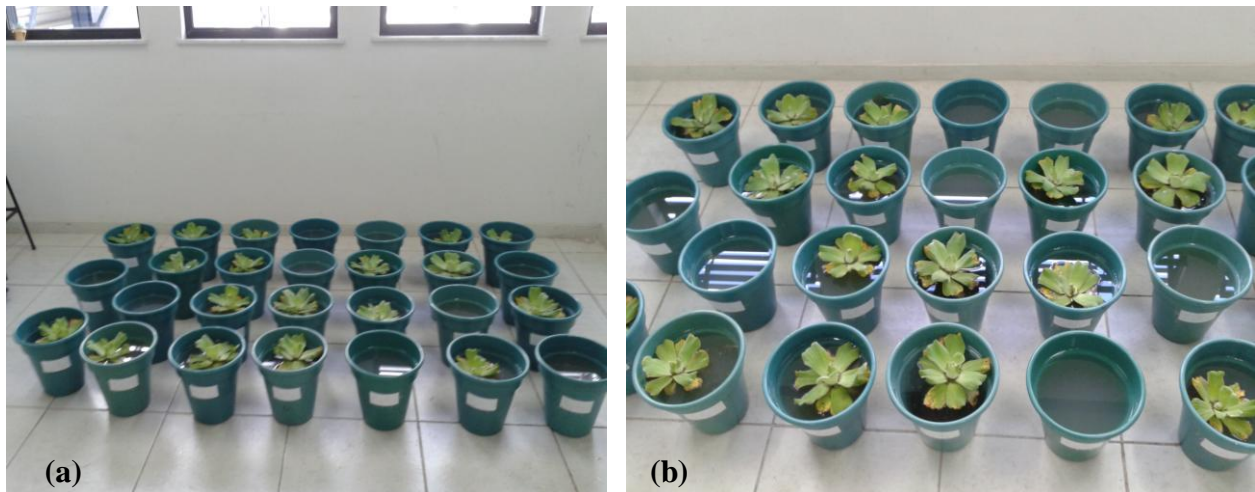


Figura 15. Montagem dos leitos cultivados com *P. stratiotes*: (a) vista frontal e (b) vista aérea.

4.2.3 Coleta e preservação das amostras

Amostras do efluente e da solução nutritiva foram coletadas, em triplicata, no dia da montagem do experimento, para constituírem o TDH 0, ou seja, o parâmetro para comparação com o tratamento efetuado nos LC, ao longo dos TDH estabelecidos. Ao término de cada TDH avaliado, foram coletadas amostras, em triplicata, dos leitos experimentais, controles e testemunhas. As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 500 mL, previamente limpas, e preservadas, por até 28 dias, a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, conforme APHA (2012).

4.3 Bioensaios com *E. crassipes*

4.3.1 Coleta e adaptação dos espécimes de *E. crassipes*

Os espécimes de *E. crassipes* foram coletados no Setor de Aquicultura da UFRRJ, no município de Seropédica, RJ (Figura 16). Para o primeiro bioensaio, foram coletados 100 espécimes, que reuniam as seguintes características: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea alta, número similar de folhas (6-10), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas (Figura 17).



Figura 16. Setor de Aquicultura da UFRRJ.



Figura 17. Espécimes de *E. crassipes* coletados para o estudo.

Os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Materiais e Eletroquímica da UFF – *Campus* Atterrado/Volta Redonda, RJ. No laboratório, as raízes das plantas foram cuidadosamente lavadas em água corrente, para a remoção do excesso de material aderido (Figura 18). Em seguida, os espécimes foram distribuídos em 36

vasos plásticos, contendo 6 L de água deionizada cada um, para adaptação por 07 dias (Figura 19).



Figura 18. Lavagem das raízes dos espécimes de *E. crassipes*.



Figura 19. Adaptação dos espécimes de *E. crassipes* em água deionizada.

Como o segundo bioensaio consistiu em uma análise da variação do tempo de cultivo e do aspecto morfológico de *E. crassipes*, a coleta dos espécimes aconteceu em dois momentos, de acordo com os TDH a serem analisados: 14 e 28 dias. Os espécimes de *E.*

crassipes foram coletados no mesmo local de coleta do primeiro bioensaio. Foram coletados 30 espécimes, que reuniam as seguintes características: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea alta, número similar de folhas (6-9), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas, constituindo as plantas denominadas A1; e 30 espécimes com as seguintes características: mesmo estágio de desenvolvimento e aspecto saudável, parte aérea baixa, número similar de folhas (7-10), folhas com coloração entre o verde e o amarelo e raízes bem desenvolvidas, constituindo as plantas denominadas A2 (Figura 20).

Os espécimes foram acondicionados em sacos plásticos e levados para o Laboratório de Materiais e Eletroquímica da UFF – *Campus* Atterrado/Volta Redonda, RJ. No laboratório, as raízes das plantas foram cuidadosamente lavadas em água corrente, para a remoção do excesso de material aderido. Em seguida, os espécimes foram distribuídos em 30 vasos plásticos, contendo 6 L de água deionizada cada um, para adaptação por 7 dias para, então, comporem o ciclo de cultivo correspondente ao TDH 14 dias (Figura 21).



Figura 20. Detalhe dos espécimes de *E. crassipes* coletados com parte aérea baixa (plantas A2).



Figura 21. Adaptação dos espécimes de *E. crassipes* (A1 e A2 em água deionizada).

Após a montagem dos LC do segundo bioensaio, foi feita uma nova coleta de espécimes de *E. crassipes*, nas mesmas condições descritas anteriormente, para que os espécimes pudessem ficar em adaptação por 7 dias antes de serem utilizados para a reposição nos vasos do tempo de cultivo do TDH 14 dias, compondo, assim, o tempo de cultivo correspondente ao TDH 28 dias.

4.3.2 Montagem dos leitos cultivados com *E. crassipes*

Para ambos os bioensaios, os LC foram montados em vasos plásticos, com capacidade máxima de 8 L, sendo o volume útil de 6 L. No primeiro bioensaio, cada tratamento foi composto por 6 L do efluente pós-tratamento secundário e por espécimes de *E. crassipes* (leitos experimentais). Em cada tratamento foi testada a influência do aumento do número de plantas por vaso: 1 planta/vaso; 2 plantas/vaso; 3 plantas/vaso. Como controle, foram utilizados vasos contendo 6 L de efluente puro, sem a presença de plantas.

Em cada tratamento foram avaliados três TDH: 7, 14 e 21 dias. O experimento foi distribuído em um delineamento inteiramente casualizado, contendo 4 tratamentos, 3 TDH e 3 repetições, totalizando 36 unidades experimentais (Figura 22).



Figura 22. Montagem dos leitos cultivados do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

No segundo bioensaio, cada tratamento foi composto por 6 L do efluente pós-tratamento secundário e por 3 espécimes de *E. crassipes* (leitos experimentais). Em cada tratamento foram testados espécimes com aspecto morfológico diferente: A1 – planta com parte aérea alta e A2 – planta com parte aérea baixa. Como controle, foram utilizados vasos contendo 6 L de efluente puro sem a presença de plantas.

Em cada tratamento foram avaliados dois TDH: 14 e 28 dias. O experimento foi distribuído em um delineamento inteiramente casualizado, contendo 3 tratamentos, 2 TDH e 4 repetições, totalizando 12 unidades experimentais. Após o TDH 14 dias, os espécimes de *E. crassipes* foram removidos dos vasos e substituídos por novos espécimes, que estavam em adaptação em água deionizada, provenientes da segunda coleta, compondo assim o tempo de cultivo correspondente ao TDH 28 dias (Figura 23).

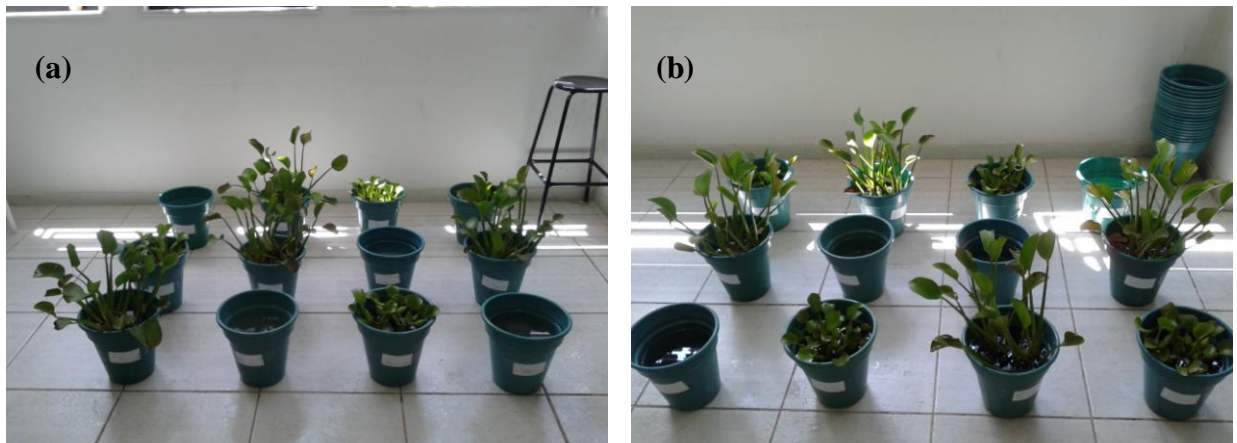


Figura 23. Montagem dos leitos cultivados com os espécimes de *E. crassipes* A1 e A2: (a) ciclo de cultivo do TDH 14 dias e (b) ciclo de cultivo do TDH 28 dias.

4.3.3 Coleta e preservação das amostras

Amostras do efluente foram coletadas, em triplicata para o primeiro bioensaio e em quadruplicata para o segundo, nos dias da montagem dos experimentos, para constituírem o TDH 0, ou seja, o parâmetro para comparação com o tratamento efetuado nos LC, ao longo dos TDH estabelecidos. Ao término de cada TDH avaliado, foram coletadas amostras, em triplicata para o primeiro bioensaio e em quadruplicata para o segundo, dos leitos experimentais e controles. As amostras foram coletadas em garrafas plásticas de 500 mL, previamente limpas, e preservadas, por até 28 dias, a $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$, conforme APHA (2012).

4.4 Métodos analíticos

Os métodos analíticos consistiram nas análises de parâmetros físico-químicos e da biomassa fresca e seca dos espécimes de *E. crassipes*. Os parâmetros físico-químicos analisados foram: temperatura (T), pH, CE, N-amoniacoal e NO_3^- . Todos os parâmetros foram analisados conforme APHA (2012), com exceção do NO_3^- :

- a) **T, pH e CE:** as análises foram realizadas na UFF – *Campus* Aterrado. Para as análises de T e pH, foi utilizado um pHmetro da marca MS TECNOPON, modelo mPA-210, enquanto para a CE utilizou-se um condutímetro da mesma marca, modelo mCA-150.

- b) **NO₃⁻**: para o bioensaio com *P. stratiotes* os teores de NO₃⁻ foram determinados por Cromatografia Líquida de Alta Eficiência (CLAE) utilizando-se metodologia proposta por Chou, Chung e Hwang (2003). Utilizou-se um sistema Shimadzu LC-20AT equipado com detector UV-VIS. Foi utilizada uma coluna C18 Ace (5 µm, 250 x 4,6 mm) para a separação. A fase móvel utilizada foi constituída de uma solução de metanol 30% (v/v) com adição de octilamônio (0,01 M) e ácido ortofosfórico para ajuste do pH para 7,0 com volume de injeção de 20 µL. Empregou-se um fluxo de 0,8 mL min⁻¹ com detecção a 213 nm. A análise de NO₃⁻ foi realizada na UFF – *Campus* Vila. Para os bioensaios com *E. crassipes* utilizou-se o método colorimétrico (CATALDO *et al.*, 1975). Uma alíquota de 0,05 mL de cada amostra foi colocada em tubo de ensaio, no qual adicionou-se lentamente, 0,2 mL de solução de ácido salicílico (5%) em H₂SO₄ concentrado. Deixou-se a mistura em repouso por 20 minutos em temperatura ambiente e, em seguida, foram acrescentados, lentamente, 4,75 mL de NaOH (2N). Após o resfriamento da amostra, realizou-se a leitura espectrofotométrica em 410 nm (em espectrofotômetro da marca Spectrum Meter SP – 2000 UV) utilizando o KNO₃ (0; 0,5; 1; 2,5; 5; 10; 15; 20; e 25 µg de 0,1 mL⁻¹) como padrão.
- c) **N-amoniacal**: a análise foi realizada pelo método de destilação e titulação, na UFF – *Campus* Vila, por meio de um destilador de N, da marca TECNAL, modelo TE-0363. A cada amostra de 500 mL foram adicionados 25 mL de solução tampão de borato. O pH de cada amostra foi ajustado para 9,5 com solução NaOH (6N). Em seguida, cada amostra foi destilada, recolhendo-se 200 mL do destilado em um erlenmeyer de 250 mL contendo 50 mL de solução indicadora de ácido bórico. O volume de destilado coletado foi diluído a 500 mL com água deionizada em erlenmeyer de 500 mL. Uma alíquota de 25 mL foi, então, retirada para a titulação com H₂SO₄ (0,02N), até que o indicador atingisse a tonalidade lilás pálido.

A análise da eficiência dos LC na redução da CE e do N-amoniacal do efluente sanitário analisado foi realizada conforme a Equação 1:

$$\text{Eficiência (\%)} = (\text{entrada} - \text{saída}) / \text{entrada} * 100$$

Eq.1

na qual, entrada refere-se ao teor de um determinado atributo do efluente a ser tratado; e saída, ao teor de um determinado atributo do efluente, após passar pelos LC (NAVA e LIMA, 2012; ALMEIDA, OLIVEIRA e KLIEMANN, 2007).

A análise da massa fresca de *E. crassipes* consistiu na sua pesagem e na preservação de amostras para posterior análise da absorção e assimilação das formas de N em seus tecidos, conforme Fernandes (1984). Também foi realizada a contagem do número inicial de folhas saudáveis dos espécimes antes de eles serem dispostos nos vasos, pois de acordo com Lopes (2007), a contagem do número de folhas indica o quanto a planta investiu em manutenção e produção de folhas.

No dia da montagem dos LC do primeiro bioensaio, foram coletados 18 espécimes de *E. crassipes* (plantas controles), que foram acondicionados em sacos plásticos identificados de acordo com o número de plantas utilizadas nos tratamentos (1, 2 e 3). Para o segundo bioensaio foram coletados 24 espécimes de *E. crassipes* (plantas controles), que foram acondicionados em sacos plásticos identificados de acordo com o tipo morfológico utilizado nos tratamentos (A1 e A2). O mesmo procedimento foi realizado ao final do ciclo de cultivo do TDH 14 dias, em que foi feita a colheita e a reposição de novas plantas nos vasos.

Os espécimes coletados foram levados para a UFF – *Campus* Vila. Com o auxílio de uma tesoura, separou-se as raízes da parte aérea (Figura 24). Em seguida, cada uma dessas partes foi pesada em uma balança analítica. Depois, a parte aérea e as raízes foram picotadas e, após homogeneização de cada parte, pesou-se uma amostra de cada uma dessas partes (cerca de 1 g) em uma balança analítica.

Essas amostras foram colocadas em tubos Falcon para serem preservadas em etanol (80%) e guardadas em *freezer* até a etapa de extração alcoólica e partição com clorofórmio, conforme Fernandes (1984). Ao término de cada TDH avaliado nos dois bioensaios, foram coletados os espécimes dispostos nos leitos experimentais, correspondentes a cada repetição e feita a contagem do número final de folhas saudáveis. Estes espécimes foram acondicionados em sacos plásticos individuais, previamente identificados e levados para a UFF – *Campus* Vila, onde foram submetidos ao mesmo processo descrito anteriormente.



Figura 24. Preparo dos espécimes de *E. crassipes* para a análise da massa fresca.

A extração alcoólica e partição com clorofórmio foi realizada, de acordo com Fernandes (1984), da seguinte forma: cada amostra foi macerada com o uso de gral e pistilo; em seguida, foi feita a filtração com 4 camadas de gaze e papel de filtro; o material filtrado foi transferido para funil de separação, no qual adicionou-se igual volume de clorofórmio e, após agitação suave, o funil de separação foi deixado em repouso por 40 minutos; a fração apolar foi descartada e a fração polar (sobrenadante) foi recolhida e elevada a um volume final de 25 mL com etanol (80%) e armazenada em pote plástico, em *freezer*, até ser analisada.

A seguir são descritos como foram analisados os teores das formas de N na massa fresca de *E. crassipes*:

- a) **Determinação dos teores de $N-NH_4^+$** : foi realizada segundo Mitchell (1972), sendo a solução de NaClO substituída por dicloroisocianurato de sódio (FELKER, 1977), pois, em clima tropical, a solução de NaClO perde rapidamente seu poder oxidante. Foram utilizadas duas soluções: a “solução A” era constituída de 5 g de fenol e 0,025 g de nitroprussiato de sódio em 500 mL de água deionizada; a “solução B” era constituída de 15 g de NaOH e 0,31 g de dicloroisocianurato de sódio em 500 mL de água deionizada. Acrescentou-se, a uma alíquota de 0,5 mL da solução obtida do extrato alcoólico em tubo de ensaio, 2,5 mL de cada solução

e, após homogeneização e repouso por 30 minutos em temperatura ambiente, as amostras foram lidas em espectrofotômetro a 630 nm. Para a confecção da curva padrão utilizou-se o NH_4Cl (5 mM) nas seguintes concentrações: 0, 10, 25, 50, 100, 200 e 300 nmoles de NH_4^+ $0,5 \text{ mL}^{-1}$.

- b) **Determinação dos teores de N-NO_3^- :** foi realizada pelo método colorimétrico descrito por Cataldo *et al.* (1975). Uma alíquota de 0,05 mL da solução obtida do extrato alcoólico foi colocada em tubo de ensaio, no qual adicionou-se lentamente, 0,2 mL de solução de ácido salicílico (5%) em H_2SO_4 concentrado. Deixou-se a mistura em repouso por 20 minutos em temperatura ambiente e, em seguida, foram acrescentados, lentamente, 4,75 mL de NaOH (2N). Após o resfriamento da amostra, realizou-se a leitura espectrofotométrica em 410 nm utilizando o KNO_3 (0; 0,5; 1; 2,5; 5; 10; 15; 20; e 25 μg de NO_3^- $0,1 \text{ mL}^{-1}$) como padrão.
- c) **Determinação dos teores de N-amino livre:** foi realizada conforme Yemm e Cocking (1955). Em tubo de ensaio, contendo 0,5 mL de tampão citrato (0,2 M; pH 5,00), acrescentou-se 1 mL da solução obtida do extrato alcoólico (diluída quando necessário em etanol 60%), 1,2 mL do reagente metil celossolve (100%) + KCN (0,01 M) + ninidrina (5%). Após agitação, os tubos foram cobertos com papel alumínio e colocados para aquecer em banho-maria a 100°C por 15 minutos. Em seguida, os tubos foram resfriados em água corrente por 5 minutos. Depois, foram acrescentados 3 mL de etanol 60%. A mistura foi homogeneizada e foi, então, feita a leitura em espectrofotômetro a 570 nm. Como padrão utilizou-se a leucina (0,00; 0,04; 0,08; 0,16; 0,20; 0,24; 0,32; e 0,40 mM).

O restante da massa fresca de cada amostra foi acondicionado em sacos de papel Kraft, pesado em balança analítica e colocado para secar em estufa de circulação forçada de ar a 65°C até apresentar massa constante para determinação da massa seca e dos teores de N-total. Após a secagem, a massa seca foi determinada pela pesagem em balança analítica. Essa massa foi, então, triturada em moinho de facas para a determinação do N-total por digestão sulfúrica, destilação e titulação, segundo Tedesco *et al.* (1995).

A análise estatística dos dados obtidos foi feita a partir da análise de variância por meio do programa Sisvar para Windows versão 5.4 (FERREIRA, 2000) e as médias

comparadas pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade ou comparando-se o desvio padrão por meio do programa GraphPad Prism para Windows versão 6.01, para geração dos gráficos.

5 Resultados e Discussão

5.1 Bioensaio com *P. stratiotes*

5.1.1 Adaptação dos espécimes

Os espécimes de *P. stratiotes* apresentaram boa adaptação enquanto permaneceram em contato com a água deionizada, por 10 dias. No TDH 7 dias, observou-se a morte de todos os espécimes presentes nos leitos experimentais e que estes já se encontravam em fase de decomposição; já os espécimes presentes nos leitos testemunhas (solução nutritiva) permaneceram vivos e com aspecto saudável, inclusive um dos espécimes já estava em estágio de reprodução vegetativa, pois foi possível observar a presença de um estolão (Figura 25).

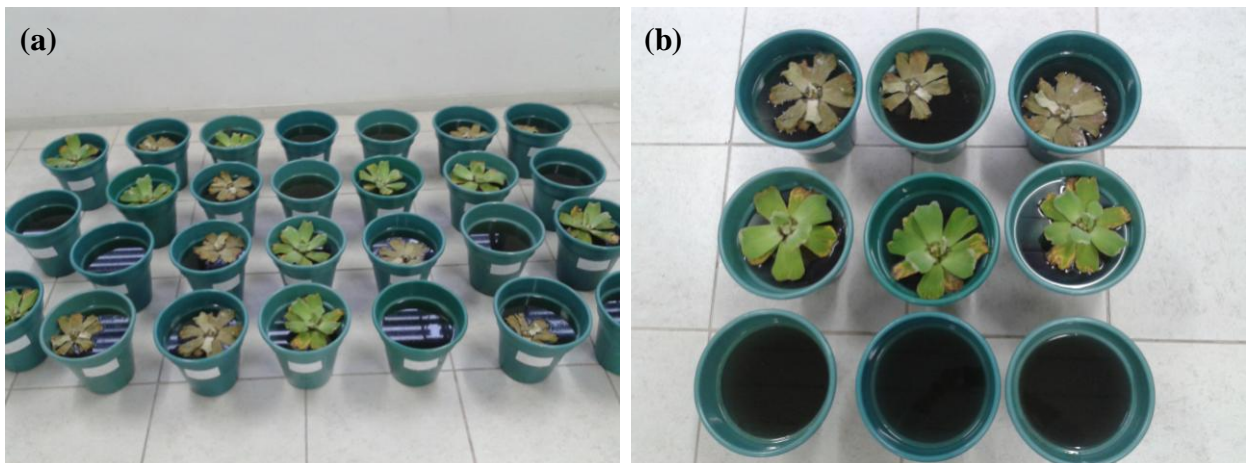


Figura 25. Adaptação dos espécimes de *P. stratiotes* após o TDH de 7 dias: (a) vista geral do experimento, com todos os tratamentos; (b) vista aérea do tratamento correspondente ao TDH de 7 dias.

Resultado parecido também foi encontrado por Leitão Júnior *et al.* (2007) ao avaliarem o desempenho de *E. crassipes* e *P. stratiotes* no tratamento de efluente bruto proveniente de um frigorífico. Após a primeira semana de adaptação das macrófitas ao efluente, observou-se a morte generalizada dos espécimes de *P. stratiotes* enquanto os espécimes de *E. crassipes* resistiram por 20 dias, demonstrando maior esforço adaptativo. Segundo os autores, essa mortalidade de *P. stratiotes* pode ter decorrido devido a maior

fragilidade aparente do vegetal, cujas folhas e estrutura apresentavam uma maior vulnerabilidade às dificuldades de adaptação; outro problema pode ter decorrido da diferença de ambientes próprios ao desenvolvimento natural da planta, considerando que esta, melhor adaptada à sombra, foi posta em condições de constante insolação. Em relação ao presente trabalho, esta última explicação para a não adaptação das plantas não se aplica, uma vez que estas estavam submetidas à radiação solar no local de coleta, ao passo que no laboratório a intensidade de radiação solar era muito menor, além disso, as plantas cultivadas na solução nutritiva (leitos testemunhas) não sofreram alterações.

Fonkou *et al.* (2002), por outro lado, observaram um rápido crescimento de *P. stratiotes*, entre 15 e 20 dias após o cultivo das plantas, sendo a evolução do número de folhas o atributo mais indicativo desse rápido crescimento. Após 15 dias, em todas as lagoas de tratamento, o número de folhas por planta diminuiu, resultado da deterioração das folhas basais que caíram na água e, conseqüentemente, liberaram as substâncias que foram absorvidas. Na fase de crescimento, em que ocorre importante absorção de substâncias do efluente, a *P. stratiotes* formou um denso “tapete” sobre a superfície da água. A partir desses resultados, os autores recomendam que para manter a *P. stratiotes* em sua fase máxima de crescimento, $\frac{1}{4}$ das plantas de cada lagoa deve ser colhido a cada 15 dias. Em todas as lagoas de tratamento, a *P. stratiotes* praticamente dobrou sua biomassa em pouco mais de 5 dias; triplicou em 10 dias, quadruplicou em 20 dias, tendo sua biomassa original multiplicada por um fator de 9 em menos de um mês. Segundo os referidos autores, esta evolução indica que 25 dias é o período máximo para permitir que a planta permaneça no sistema, pois ela se reproduz e se deteriora rapidamente, logo, a eficiência do sistema está intimamente ligada ao seu cuidadoso gerenciamento por meio da colheita periódica de uma parte da biomassa produzida.

5.1.2 Análises físico-químicas

A temperatura (T) do efluente no TDH inicial (TDH 0) apresentou uma média de 23,70 °C e a da solução nutritiva foi de 23,50 °C. Após o TDH 7 dias houve uma redução média de cerca de 4,20 °C na T dos leitos experimentais e dos leitos testemunhas, ao passo que nos leitos controles essa redução foi de 4,00 °C, porém não foram observadas diferenças significativas entre as T. Esta variação de T, segundo Saccon (2009), resulta do fato de os LC serem um sistema aberto à atmosfera e, portanto, expostos às mudanças climáticas que

ocorrem no ambiente. De acordo com Costa *et al.* (2003), a T é um parâmetro importante à ser analisado, pois está diretamente relacionado com o metabolismo dos microrganismos. Quanto maior for a T maior será a taxa metabólica, acelerando o processo de biodegradação da matéria orgânica, a assimilação de nutrientes e o consumo do OD do corpo aquático. Os valores de T observados estão dentro dos padrões de lançamento para efluentes estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas (T inferior a 40 °C).

A média do pH para o efluente no TDH 0 foi de 7,60. Observou-se um pequeno aumento do pH nos leitos experimentais (pH 7,93) e nos leitos controles (pH 7,97), sendo estes valores estatisticamente iguais. O aumento mais acentuado do pH foi observado para os leitos testemunhas (pH 5,80 para 6,25). França *et al.* (2014) também observaram o aumento do pH em LC com *P. stratiotes* (pH 7,70 para 8,37). Segundo Saccon (2009), o pH é um fator abiótico de relevância aos processos biológicos ocorridos nos LC, muitas bactérias responsáveis pelo tratamento somente sobrevivem em ambientes com pH entre 4,00 a 9,50; as bactérias desnitrificantes adaptam-se melhor em ambientes com pH entre 6,50 e 7,50, enquanto as nitrificantes adaptam-se em pH igual ou superior a 7,20. Os valores de pH observados estão dentro dos padrões de lançamento estabelecidos (pH entre 5,00 e 9,00).

A Tabela 6 apresenta os resultados médios obtidos para as análises dos parâmetros CE, N-amoniaco e NO_3^- do efluente no TDH 0 e após o TDH 7 dias para os leitos experimentais e controles. A Tabela 7 apresenta os resultados médios obtidos para a solução nutritiva e para os leitos testemunhas.

Tabela 6. Resultados médios dos parâmetros condutividade elétrica, N-amoniaco e nitrato analisados para o efluente e para os leitos experimentais e controles.

Tratamentos	TDH (dias)	Parâmetros		
		CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	N-amoniaco (mg L^{-1})	NO_3^- (mg L^{-1})
Efluente	0	1.558,00 A	140,56 A	0,87 A
Leitos Experimentais	7	1.457,00 B	104,16 B	0,52 B
Leitos Controles	7	1.342,67 C	99,68 C	0,53 B
CV (%)		0,45	1,02	1,80

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** CV: Coeficiente de Variação.

Tabela 7. Resultados médios dos parâmetros condutividade elétrica, N-amoniaco e nitrato analisados para a solução nutritiva e para os leitos testemunhas.

Tratamentos	TDH (dias)	Parâmetros		
		CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	N-amoniaco (mg L^{-1})	NO_3^- (mg L^{-1})
Solução Nutritiva	0	214,33 B	0,67 A	119,91 A
Leitos testemunhas	7	240,45 A	0,45 B	100,03 B
CV (%)		1,10	3,57	0,78

* Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem estatisticamente entre si, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Como pode-se observar, houve diferença significativa entre as médias de todos os parâmetros analisados, evidenciando, a influência do TDH e uma melhor eficiência de remoção para os leitos controles, provavelmente, em virtude da morte dos espécimes de *P. stratiotes*.

Observando-se as Tabelas 6 e 7, nota-se que a CE para o efluente no TDH 0 estava alta ($1.558,00 \mu\text{S cm}^{-1}$) quando comparada com a solução nutritiva ($214,33 \mu\text{S cm}^{-1}$). A CE é a medida da capacidade de uma solução aquosa para transportar uma corrente elétrica. Esta capacidade é indicada pela presença de sais, pois quanto maior a concentração total, e a valência desses íons, maior será a CE (COSTA *et al.*, 2003). Enquanto as águas naturais apresentam teores de CE na faixa de 10 a $100 \mu\text{S cm}^{-1}$, em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar a $1.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ (BRASIL, 2014). Esteves (1998) ressalta que o íon amônio (NH_4^+), quando em altas concentrações, pode ter influência sobre a CE. O teor médio encontrado para N-amoniaco no efluente do TDH 0 estava elevado ($140,56 \text{ mg L}^{-1}$), e sua redução média nos leitos experimentais e controles também foi acompanhada de uma redução da CE (6,48% e 13,82%, respectivamente), sendo a maior redução observada para os leitos controles (Tabela 6). Segundo Moyo, Chapungu e Mudzengi (2013), a CE é um parâmetro usado na medida da poluição: quanto maior for o seu valor, maior é a concentração de poluentes. Assim, embora a redução desse parâmetro pelos leitos experimentais tenha sido menor, este resultado indica o papel fitorremediador da planta, que é alcançado pela assimilação de poluentes. Esta menor eficiência deve estar relacionada com a morte dos espécimes de *P. stratiotes*, pois pode ter havido a liberação de sais para o efluente. Por meio dos resultados obtidos para os leitos testemunhas, nota-se uma influência da *P. stratiotes* sobre este parâmetro, uma vez que houve aumento da CE após o TDH 7 dias. França *et al.* (2014) obtiveram, ao final de 28 dias de experimento, reduções de 22,59% e de

20,11% na CE em LC com *P. stratiotes* para o tratamento de efluente sanitário pós-tratamento secundário da UEG que apresentava uma CE de 1.068,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Fonkou *et al.* (2002) obtiveram uma remoção média de 32,40%, ao final de 30 dias de experimento, tendo o efluente bruto uma CE de 1.295,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$. As legislações ambientais nacional e estadual analisadas não estabelecem padrões de lançamento de efluentes para o parâmetro CE.

A concentração de NO_3^- encontrada no efluente do TDH 0 foi baixa quando comparada com a solução nutritiva (Tabelas 6 e 7). Observou-se uma redução média de 40,23% deste parâmetro nos leitos experimentais, de 39,08% para os leitos controles e de 16,58% nos leitos testemunhas. Não deve ter havido, portanto, nitrificação, ao longo do período analisado, pois não houve aumento das concentrações deste parâmetro. Fonkou *et al.* (2002) obtiveram uma remoção média de 90,10% de NO_3^- , tendo o efluente inicial uma concentração elevada de NO_3^- (252,00 mg L^{-1}). As legislações ambientais nacional e estadual vigentes analisadas não estabelecem padrões de lançamento de efluentes para o parâmetro NO_3^- .

A ETE da UFF – *Campus Atterrado* é eficiente na remoção de DBO, SST, óleos e graxas, etc. A eficiência de remoção de DBO, por exemplo, sempre esteve acima de 84%, desde o ano de 2011. Porém, como pode ser observado na Tabela 6, o teor de N-amoniaco encontrado no efluente para o TDH 0 foi de 140,56 mg L^{-1} . A legislação ambiental nacional estabelece como padrão de lançamento para N-amoniaco o valor máximo de 20 mg L^{-1} (Resolução CONAMA nº 430/2011), enquanto a estadual é mais restritiva e estabelece o valor máximo de 5 mg L^{-1} (NT-202.R-10/1986 da CECA), estando este valor acima dos limites máximos permitidos. As remoções de N-amoniaco pelos leitos experimentais e controles não atenderam aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações nacional e estadual vigentes, tendo sido observada uma eficiência média de remoção de 25,90% para os leitos experimentais, ao final do TDH 7 dias, ao passo que os leitos controles tiveram uma eficiência média um pouco maior (29,08%). Fonkou *et al.* (2002) observaram, em LCFS com *P. stratiotes*, uma remoção média de 39,20% para N-amoniaco, porém ao término de 30 dias de experimento. O efluente sanitário bruto analisado pelos referidos autores apresentava uma concentração de 90,00 mg L^{-1} de N-amoniaco, concentração menor que a observada para o efluente sanitário pós-tratamento secundário analisado no presente estudo. Henry-Silva e Camargo (2008) obtiveram remoção de 34,70% de N-amoniaco, utilizando *P. stratiotes* para o tratamento de efluente de carcinicultura, entretanto, o efluente bruto possuía uma concentração de 0,017 mg L^{-1} de N-amoniaco. Em um LC com *Z. aethiopica* L. para o

tratamento de efluentes sanitários, avaliado por 20 meses, Ribas (2007) obteve uma remoção média de 46% de N-amoniaco. Schulz (2009) avaliou a eficiência de um sistema de LCFSS com *T. domingensis*, *Z. bonariensis* e *S. californicus*, por 8 meses, no tratamento de efluente da indústria de parboilização do arroz. Os valores de remoção de N-amoniaco foram elevados e atenderam ao padrão estabelecido na licença de operação do empreendimento (Tabela 4).

Estes resultados parecem indicar que a eficiência dos LC, em relação à remoção de nutrientes, tende a aumentar ao longo do tempo de operação do sistema, o que deve estar relacionado com a adaptação das macrófitas aquáticas ao efluente e formação de biofilme. Assim, a baixa eficiência de remoção observada para o N-amoniaco, no presente estudo, deve estar relacionada com a não adaptação ao efluente e morte dos espécimes de *P. stratiotes* no TDH 7 dias, o que provavelmente deu-se devido à alta concentração desse parâmetro no efluente, ou seja, a alta concentração de N-NH_4^+ teve um efeito tóxico para as plantas (SOUZA e FERNANDES, 2006; OLIVEIRA, 2015).

5.2 Bioensaios com *E. crassipes*

5.2.1 Bioensaio preliminar com *E. crassipes*

Diante da não adaptação dos espécimes de *P. stratiotes* ao efluente pós-tratamento secundário da ETE da UFF – *Campus Aterrado* passamos a testar outra espécie de macrófita aquática flutuante, a *E. crassipes*. Assim, foi realizado um novo bioensaio com espécimes de *E. crassipes*, com parte aérea alta, coletados no Setor de Aquicultura da UFRRJ, no município de Seropédica, RJ. Os espécimes, após período de adaptação em vasos plásticos com água deionizada no laboratório por 7 dias, foram dispostos em vasos plásticos contendo 6 L de efluente, sendo 2 repetições com 1 planta/vaso. Foram utilizadas 2 repetições por se tratar de um ensaio preliminar. Como controle, foram utilizados vasos contendo 6 L do efluente puro, sem plantas, com 2 repetições. Este bioensaio preliminar foi conduzido por 10 dias, com a realização de 2 coletas, realizadas após 5 e 7 dias de exposição ao efluente. Os espécimes de *E. crassipes* demonstraram boa adaptação às condições do laboratório e ao efluente durante o período analisado. A concentração média de N-amoniaco encontrada no efluente foi de $70,56 \text{ mg L}^{-1}$. Após 5 dias de exposição ao efluente, nos vasos com plantas houve redução do teor de N-amoniaco, sendo observados os teores médios de $58,24 \text{ mg L}^{-1}$

para os leitos experimentais e de 64,40 mg L⁻¹ para o controle; no 7º dia, os teores médios para os vasos com plantas foi de 54,26 mg L⁻¹ e de 56,00 mg L⁻¹ para o controle. Assim, a eficiência global observada, durante o período analisado, foi de 23,10% para os vasos com plantas e de 20,63% para o controle. A partir desses resultados, observou-se que a presença de 1 planta/vaso não contribuía para uma maior redução estatisticamente significativa do N-amoniaco quando comparada com o controle, o que motivou a realização do próximo bioensaio avaliando-se a influência do aumento do número de plantas/vaso (1, 2 e 3) no tratamento do efluente.

5.2.2 I Bioensaio com *E. crassipes*

5.2.2.1 Análises físico-químicas

No primeiro bioensaio com *E. crassipes*, a T média para o efluente no TDH 0 foi de 24,00 °C (Tabela 8). Não foram observadas grandes variações de T, ao longo dos TDH avaliados. Todos os valores de T observados atenderam aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelas legislações analisadas (T inferior a 40 °C).

Tabela 8. Resultados médios para a temperatura do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	T (°C)		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	24,00 Ca	24,00 Da	24,00 Ca
Leitos Experimentais	7	23,57 Db	23,93 Ca	24,10 Ca
	14	25,47 Aa	25,57 Aa	25,47 Aa
	21	24,50 Ba	24,60 Ba	24,53 Ba
Leitos Controles	7	23,40 Da	23,40 Ca	23,40 Da
	14	25,50 Aa	25,50 Aa	25,50 Aa
	21	24,53 Ba	24,53 Ba	24,53 Ba
CV (%)		0,39		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação ao pH, observou-se um valor médio de 7,70 para o efluente no TDH 0 (Tabela 9). O pH ideal para o crescimento da *E. crassipes* é o neutro, mas ela pode tolerar

níveis de pH de 4,00 a 10,00 (CENTER *et al.*, 2002). Segundo Jafari (2010), este fato é muito importante, pois demonstra que esta espécie pode ser utilizada para o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

Tabela 9. Resultados médios para o pH do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	pH		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	7,70 Ba	7,70 Ba	7,70 BCa
Leitos Experimentais	7	7,71 Ba	7,84 Ba	7,44 CDb
	14	7,50 Ba	7,28 Ca	7,33 Da
	21	6,80 Ca	6,80 Da	6,67 Ea
	7	8,22 Aa	8,22 Aa	8,22 Aa
Leitos Controles	14	7,76 Ba	7,76 Ba	7,76 Ba
	21	6,16 Da	6,16 Ea	6,16 Fa
	CV (%)	1,68		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

No TDH 7 dias, não foram observadas diferenças significativas para os leitos experimentais e o efluente do TDH 0, sendo o valor de pH 7,44 para o vaso com 3 plantas, diferente estatisticamente em relação ao número de plantas/vaso. Porém, em relação aos leitos controles, houve aumento significativo do pH (pH 7,70 para 8,22). Henry-Silva e Camargo (2008), utilizando LC com *E. crassipes*, também observaram um maior valor de pH para o controle (pH 8,20) em relação ao leito vegetado (pH 7,10). Os autores atribuíram este resultado ao desenvolvimento de algas filamentosas no controle. Esteves (1998) ressalta que as macrófitas aquáticas e as algas podem elevar o pH do meio por meio da assimilação do CO₂ durante a fotossíntese.

No TDH 14 dias, verificou-se a redução dos valores de pH nos leitos controles (pH 7,76) e nos leitos experimentais, nos quais houve diferença significativa do pH entre os vasos com 2 plantas (pH 7,28) e com 3 plantas (pH 7,33), em relação ao efluente do TDH 0 e aos leitos controles. No TDH 21 dias, observou-se uma redução mais acentuada nos valores de pH para os leitos experimentais e controles, havendo diferença significativa entre os dois e entre o pH do efluente no TDH 0, porém os valores de pH para os leitos experimentais ficaram próximos da neutralidade. Conforme Costa *et al.* (2010), o pH de efluentes em sistema de

tratamento biológico tende a reduzir por processos de oxidação biológica. Kadlec e Knight¹³ (1996 *apud* Jonas e Hussar, 2010) afirmam que tal redução ocorre devido à presença de substâncias orgânicas geradas dentro dos LC por meio do ciclo de crescimento, morte e decomposição dos organismos, mas ressaltam que o sistema água-meio ambiente dentro dos LC é tamponado especialmente em relação a substâncias básicas presentes no fluxo de entrada. Como assinala Esteves (1998), os organismos heterotróficos (bactérias e animais aquáticos) interferem sobre o pH do meio, via de regra, causando sua redução, devido a intensos processos de decomposição e respiração que levam a liberação de CO₂ e, conseqüentemente, a formação de ácido carbônico (H₂CO₃) e íons H⁺. De fato, o efluente utilizado no experimento já trazia consigo uma carga de microrganismos, além disso, observou-se nos leitos controles e experimentais a presença de larvas de insetos. Nos leitos experimentais também foi observada a presença de sanguessugas e caramujos, que devem ter ficado retidos nas raízes dos espécimes de *E. crassipes* mesmo após terem sido lavadas em água corrente. Ademais, conforme Esteves (1998), as macrófitas aquáticas podem formar detritos orgânicos dissolvidos ou particulados. Os detritos dissolvidos são formados por substâncias que podem ser excretadas ativamente durante o crescimento do vegetal, ou liberadas por meio de processos autolíticos que ocorrem predominantemente na fase senescente. Nos detritos particulados estão estocadas grandes quantidades de nutrientes orgânicos e inorgânicos, que são liberados para o meio via processos de solubilização ou de decomposição.

Apesar das diferenças observadas para o pH, todos os valores encontrados estão dentro dos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações analisadas (pH entre 5,00 e 9,00).

Como pode ser observado na Tabela 10, a média da CE para o efluente no TDH 0 foi de 1.644,50 µS cm⁻¹. Ao longo dos TDH avaliados observou-se a redução da CE, ou seja, houve uma redução na concentração total de íons do efluente. Embora tenha sido observado o papel fitorremediador da *E. crassipes*, os leitos controles apresentaram os maiores valores de redução (Figura 26). Henry-Silva e Camargo (2008) também observaram reduções na CE tanto para o LC com *E. crassipes* quanto para o controle, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos. Maharjan e Ming (2014), no entanto, utilizando LC com *E. crassipes* para o tratamento de efluente sanitário bruto no Vale de Kathmandu, Nepal, observaram uma maior redução na CE para os leitos vegetados. Durante 4 semanas de tratamento, a CE reduziu de 1.990,00 µS cm⁻¹ para 1.345,00 µS cm⁻¹ (32,40%) para o controle

¹³ KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. Cap. 1 Introduction to wetland for treatment, 31 p.

e para 1.190,00 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (40,20%) nos leitos vegetados. De acordo com os referidos autores, foi postulado que a *E. crassipes* tem pouca influência sobre a CE de águas residuárias, porém, o objetivo de se analisar a CE não era avaliar o potencial dessa planta na redução desse parâmetro, mas sim obter informações relevantes sobre alterações químicas em águas residuárias. França *et al.* (2014) observaram remoções de 23,60% e de 23,44% em LC com *E. crassipes*, eficiência parecida com alcançada no presente estudo para os leitos experimentais nos TDH 7 (20,07%, 18,67% e 21,83% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente) e 14 dias (22,55%, 20,55% e 22,32% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente).

Tabela 10. Resultados médios para a condutividade elétrica do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	1.644,50 Aa	1.644,50 Aa	1.644,50 Aa
Leitos Experimentais	7	1.314,50 Bab	1.337,50 Ca	1.285,50 Cb
	14	1.273,67 BCa	1.306,50 Ca	1.277,50 Ca
	21	1.133,50 Ec	1.425,72 Ba	1.334,58 Bb
	7	1.257,00 Ca	1.257,00 Da	1.257,00 Ca
Leitos Controles	14	1.188,00 Da	1.188,00 Ea	1.188,00 Da
	21	1.009,00 Fa	1.009,00 Fa	1.009,00 Ea
	CV (%)	1,40		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

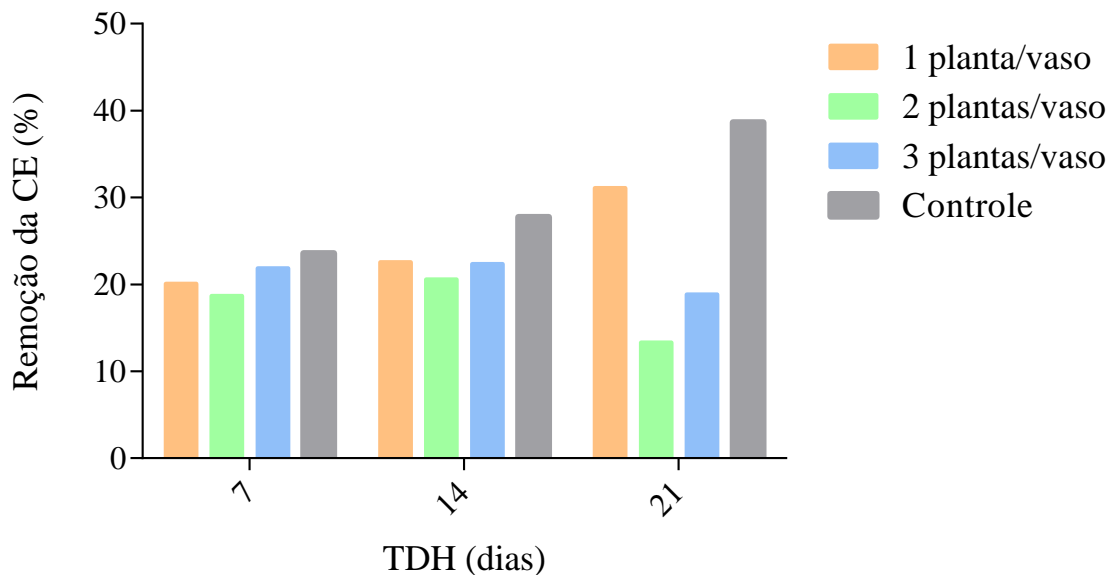


Figura 26. Eficiência de remoção da condutividade elétrica para o primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Nos leitos experimentais, foi possível observar que o número de plantas/vaso influenciou significativamente na redução da CE nos TDH 7 e 21 dias (Tabela 10). O TDH 14 dias foi o que apresentou valores mais uniformes de remoção desse parâmetro. No TDH 21 dias, as médias para os vasos com 2 e 3 plantas foram maiores que a dos vasos com 1 planta, pois, provavelmente, nos vasos com maior número de plantas deve ter havido maior liberação de sais para o efluente. Gentelini *et al.* (2008) ao avaliarem a produção de biomassa das macrófitas aquáticas *E. crassipes* e *Egeria densa* em um sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica com uma CE média de $36,00 \mu\text{S cm}^{-1}$, obtiveram para os LC com *E. crassipes* os menores valores, sendo de $32,20$, $34,20$ e $34,50 \mu\text{S cm}^{-1}$, para TDH de 12, 8 e 4 h, respectivamente. Os valores encontrados para *E. densa* foram $36,00$, $36,80$ e $37,70 \mu\text{S cm}^{-1}$, para TDH de 4, 12 e 8 h. Segundo os autores, os resultados observados para os LC com *E. densa* foram, provavelmente, devido à disponibilização de sais para a água em função da perda de biomassa.

A Tabela 11 apresenta os resultados médios para o N-amoniaco. A concentração desse parâmetro para o efluente no TDH 0 foi de $123,57 \text{ mg L}^{-1}$. Foi observada uma influência significativa dos TDH avaliados e do número de plantas/vaso na remoção deste parâmetro. No TDH 7 dias, apenas os vasos com 3 plantas apresentaram as menores médias em comparação com os vasos com 1 e 2 plantas e os controles, evidenciando que o aumento do número de plantas por vaso contribuiu significativamente para a remoção deste parâmetro do efluente analisado. Já no TDH 14 dias, os vasos com 2 e 3 plantas apresentaram os

melhores resultados. Conforme pode ser observado na Figura 27, estes tratamentos apresentaram maior eficiência de remoção durante este período. No TDH 7 dias, a eficiência para os vasos com 3 plantas foi de 36,55% e para os controles, 22,66%. No TDH 14 dias, os vasos com 2 plantas tiveram uma eficiência de 55,13%, os com 3 plantas de 63,75% e os controles, 46,07%. A redução do N-amoniaco entre os vasos com 1 planta e os controles foi estatisticamente igual ao longo deste período, havendo diferença significativa entre eles no TDH 21 dias e também entre os demais vasos. Nesse período, a eficiência de remoção dos leitos controles foi maior (74,62%) que a observada nos leitos experimentais (59,67%, 61,97% e 65,83% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente). Os resultados observados não atenderam aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas.

Tabela 11. Resultados médios para o N-amoniaco do primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	N-amoniaco (mg L ⁻¹)		
		Número de plantas/vaso		
		1	2	3
Efluente	0	123,57 Aa	123,57 Aa	123,57 Aa
Leitos Experimentais	7	90,72 Ba	90,16 Ca	78,40 Cb
	14	66,83 Ca	55,44 Eb	44,80 Ec
	21	49,84 Da	46,99 Fa	42,22 Eb
	7	95,57 Ba	95,57 Ba	95,57 Ba
Leitos Controles	14	66,64 Ca	66,64 Da	66,64 Da
	21	31,36 Ea	31,36 Ga	31,36 Fa
	CV (%)	2,83		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Vários trabalhos relatam a eficiência de LC com *E. crassipes* na remoção de N-amoniaco para diferentes tipos de efluentes. Jonas e Hussar (2010) utilizaram LC com *E. crassipes* no pós-tratamento de efluente de suinocultura, com uma concentração média de 95,00 mg L⁻¹ de N-amoniaco. O experimento conduzido por 56 dias, com um TDH de 8 dias, resultou em remoções de N-amoniaco variando entre 63,00% e 84,60%, com uma remoção média de 78,20%, considerada bastante satisfatória pelos referidos autores. Jorge (2013) com o intuito de demonstrar e avaliar um processo de polimento de efluentes de suinocultura constituído por uma lagoa com *E. crassipes*, localizado no Instituto Federal do Rio de Janeiro (IFRJ) – Campus Nilo Peçanha, Pinheiral, RJ, relata que a eficiência desse sistema foi de

99,00% para a remoção de N-amoniaco, cuja concentração inicial era de 1.960,00 mg L⁻¹. Reidel *et al.* (2005) trataram o efluente da lagoa de polimento final de um frigorífico utilizando *E. crassipes*. O experimento foi realizado por 3 meses, avaliando-se 3 TDH: 5, 7 e 10 dias. O efluente apresentava uma concentração média de 79,85 mg L⁻¹ de N-amoniaco. As reduções obtidas foram de 58,89%, 86,14% e 97,74% para os TDH 5, 7 e 10 dias, respectivamente, constatando-se aumento da eficiência de remoção com o aumento do TDH. Anandha Varum e Kalpana (2015) utilizando LC com *E. crassipes* mais caule de mamão e LC com *Azolla microphylla* mais caule de mamão para o tratamento de efluentes sanitários, com concentração inicial de 7,60 mg L⁻¹ de N-amoniaco, obtiveram remoções de 67,00% para os LC com *E. crassipes*, de 62,00% para *A. microphylla* e de 29,00% para o controle com apenas caule de mamão, após um período de 24 dias de experimento, com um TDH de 4 dias. Neste sentido, as remoções obtidas no presente estudo para os leitos experimentais, nos TDH 14 e 21 dias, estão próximas dos valores encontrados na literatura.

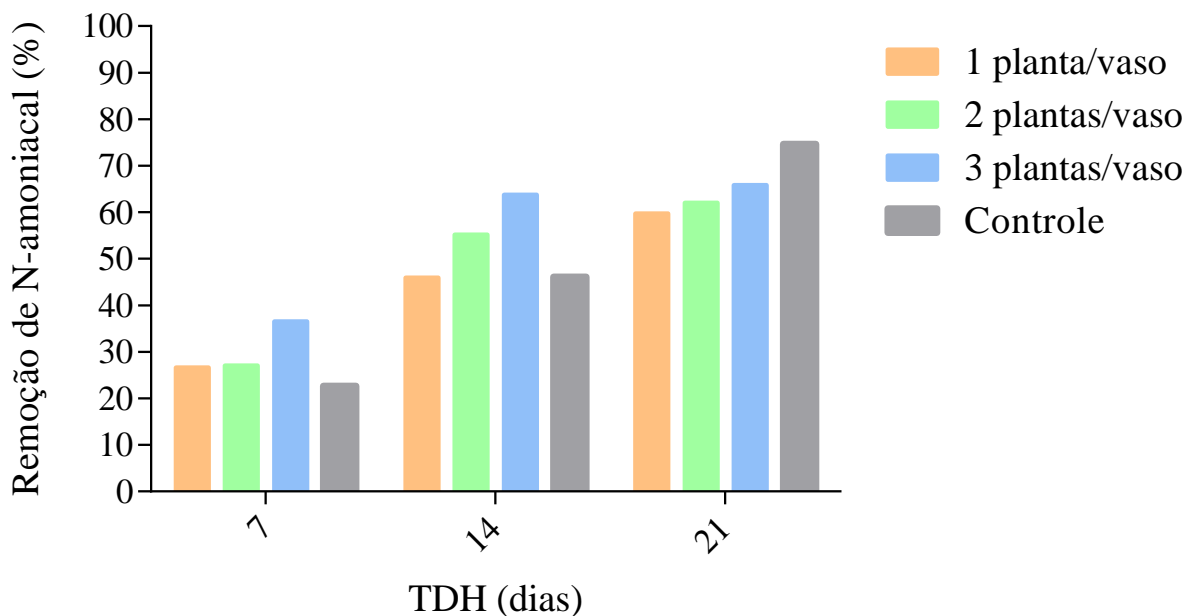


Figura 27. Eficiência de remoção de N-amoniaco para o primeiro bioensaio com *E. crassipes*.

Os resultados observados evidenciam que até o TDH 14 dias ocorreram as maiores taxas de remoção do N-amoniaco pelos espécimes de *E. crassipes*. Após esse período (TDH 21 dias), foi observada uma tendência à estabilização. Nos vasos com 3 plantas, p. e., embora a redução média tenha diferido significativamente dos vasos com 1 e 2 plantas, não houve

diferença significativa em relação ao valor encontrado para o vaso com 3 plantas do TDH 14 dias. Anandha Varum e Kalpana (2015) também observaram uma redução na remoção de N-amoniacal, após o 12º dia de experimento. Dymond¹⁴ (1948 *apud* Romitelli, 1983) observou que os espécimes de *E. crassipes*, quando colocados em ambientes mais ricos em nutrientes durante 2 semanas, apresentavam uma curva de absorção rápida durante 7 dias, após a qual um estado de equilíbrio entre absorção e crescimento era atingido. Assim, a redução na remoção de N-amoniacal verificada no presente estudo, provavelmente, deveu-se ao fato de as plantas terem atingido o chamado ponto de saturação, após o qual as taxas de absorção diminuem (ESTEVES, 1998). Corroborando esta observação, Schwoerbel¹⁵ (1968 *apud* Esteves, 1998) estudando *Callitriche hamulata*, obteve em 6 h uma redução de cerca de 60% da concentração de fosfato de uma solução contendo efluente sanitário diluído. Após este período, surge o chamado “efeito de saturação”, que consiste na redução da taxa de absorção devido à alta concentração de fosfato nas células e em consequência, a planta não é mais eficaz na remoção de fosfato. Este autor concluiu que para a utilização de macrófitas aquáticas na eliminação de fosfato e N-amoniacal, alguns aspectos devem ser considerados, dentre eles, a capacidade de absorção que é reduzida com o aumento de concentração de fosfato nos tecidos, evidenciando a capacidade de saturação do vegetal, ou seja, as macrófitas aquáticas absorvem fosfato e N-amoniacal ($N-NH_4^+$) até atingirem seu ponto de saturação.

Em relação ao NO_3^- não foram detectados teores deste parâmetro para o efluente no TDH 0 nem para os tratamentos ao longo dos TDH avaliados. Isto pode estar relacionado com a sensibilidade da metodologia adotada para a quantificação de NO_3^- e/ou pelo fato de não ter havido nitrificação ao longo do tempo de duração do experimento, uma vez que o sistema não funcionava em regime de fluxo e também não tinha nenhum tipo de mecanismo de aeração artificial, visto que a presença de um meio aeróbio é fundamental para esse processo.

Os resultados obtidos para o N-amoniacal motivaram a realização de um segundo bioensaio com *E. crassipes*. A partir da observação de que o número de 3 plantas/vaso era mais eficiente na remoção desse parâmetro e que para os TDH 14 e 21 dias não houve diferença significativa entre os tratamentos, decidiu-se por realizar um outro experimento para avaliar se a alteração do tempo de cultivo, por meio da colheita das plantas e reposição de novas plantas ao final do TDH 14 dias, aumentaria a eficiência de remoção do N-

¹⁴ DYMOND, G. C. The water hyacinthy: a cinderella of the plant world. In: VON VUREN, J. P. J. ed. *Soil fertility and sewage*. New York, Dover Publication, 1948. p. 221-7.

¹⁵ SCHWOERBEL, J. Untersuchung über die Rolle der submersen Wasserpflanzen bei der Eliminierung Von Phosphaten. *Munchener Beitrag*, 5:361-373, 1968.

amoniacoal. Em tempo, como no local de coleta dos espécimes de *E. crassipes* foi observada a presença de plantas com parte aérea alta e baixa, decidiu-se testar se havia diferença na eficiência de remoção entre essas variações morfológicas, denominadas neste estudo de plantas A1 e A2, respectivamente.

5.2.3 II Bioensaio com *E. crassipes*

5.2.3.1 Análises físico-químicas

No segundo bioensaio com *E. crassipes*, a T do efluente no TDH 0 apresentou uma média de 24,65 °C. Nos TDH 14 e 28 dias, observou-se uma redução da T tanto nos leitos experimentais quanto nos controles (Tabela 12). Os valores observados estão dentro dos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas.

Tabela 12. Resultados médios para a temperatura do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	T (°C)	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	24,65 Aa	24,65 Aa
Leitos Experimentais	14	23,48 Ba	23,25 Ba
	28	22,65 Ca	22,23 Cb
Leitos Controles	14	23,08 BCa	23,08 Ba
	28	22,00 Da	22,00 Ca
CV (%)		1,24	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

O pH do efluente no TDH 0 apresentou uma média de 7,32 (Tabela 13). Foi observado que não houve diferença significativa para os valores de pH entre as plantas A1 e A2 nos TDH 14 e 28 dias, porém, houve diferença significativa entre os TDH. No TDH 14 dias houve redução do pH tanto nos leitos experimentais quanto nos controles, sendo estes valores

estatisticamente iguais. No TDH 28 dias, no entanto, o pH dos leitos experimentais aumentou para valores estatisticamente similares ao do TDH 0, ao passo que os leitos controles apresentaram um valor médio de pH menor que o do TDH 14 dias (pH 6,82 para 5,92). Estes resultados, comparados com os do primeiro bioensaio, parecem indicar que a presença de *E. crassipes* nos LC tende a manter o pH próximo da neutralidade, o que é importante, p. e., para os processos de nitrificação e desnitrificação. Todos os valores de pH observados estão dentro dos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações analisadas.

Tabela 13. Resultados médios para o pH do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	pH	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	7,32 Aa	7,32 Aa
Leitos Experimentais	14	6,56 Ba	6,69 Ba
	28	7,19 Aa	7,11 Aa
	14	6,82 Ba	6,82 Ba
Leitos Controles	28	5,92 Ca	5,92 Ca
	CV (%)	1,96	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

A CE média do efluente no TDH 0 foi de $659,58 \mu\text{S cm}^{-1}$, menor que as médias encontradas nos bioensaios anteriores. Este menor valor de CE pode estar relacionado com a concentração de N-amoniaco neste efluente, que foi de $66,85 \text{ mg L}^{-1}$, também menor que as encontradas nos bioensaios anteriores. Como pode ser observado na Tabela 14, houve influência significativa do TDH e dos tipos de plantas sobre este parâmetro.

No TDH 14 dias, a CE nos leitos experimentais aumentou em relação a do efluente no TDH 0, sendo que este aumento foi maior nos leitos com plantas A1. Nos leitos controles houve redução significativa da CE. Os leitos controles apresentaram uma eficiência de 14,30% na remoção da CE, ao passo que os leitos experimentais A1 e A2 apresentaram remoções negativas: -18,28% e -13,20%, respectivamente (Figura 28).

Tabela 14. Resultados médios para a condutividade elétrica do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	659,58 Ca	659,58 Ca
Leitos Experimentais	14	780,13 Ba	746,67 Bb
	28	1.215,30 Aa	941,89 Ab
Leitos Controles	14	565,25 Da	565,25 Da
	28	545,55 Da	545,55 Da
CV (%)		2,47	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

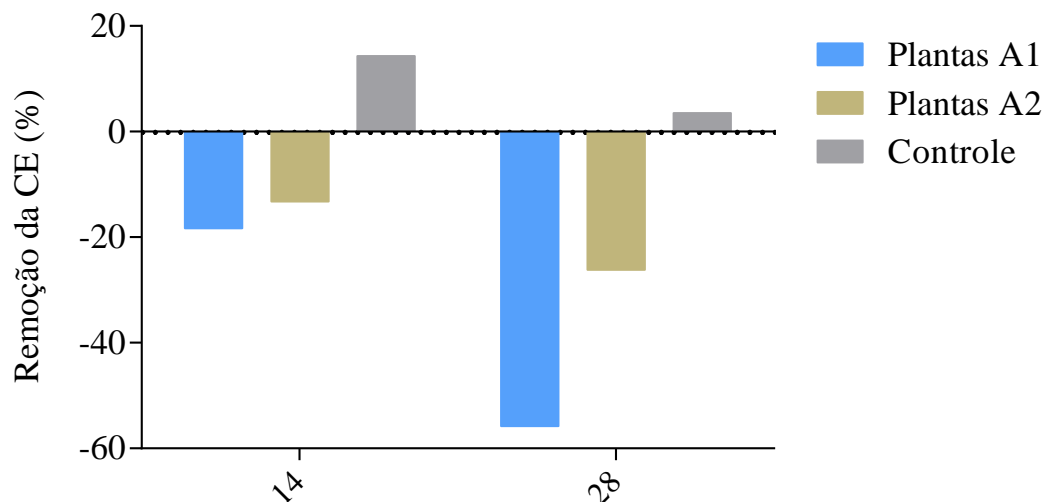


Figura 28. Eficiência de remoção da condutividade elétrica para o segundo bioensaio com *E. crassipes*. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.

No TDH 28 dias, os leitos experimentais com plantas A1 novamente apresentaram um aumento significativo da CE em comparação com o TDH 14 dias e com os leitos com plantas A2 e controles. Nos leitos controles, embora tenha havido redução da CE, esta não apresentou diferença significativa em relação ao TDH 14 dias, ainda assim, a eficiência de remoção destes leitos (3,50%) foi superior a dos leitos experimentais, que novamente apresentaram

remoções negativas (-55,78% e -26,15% para as plantas A1 e A2, respectivamente). Diferentemente dos resultados obtidos para o primeiro bioensaio com *E. crassipes*, não foi observado o papel fitorremediador desta planta para este parâmetro neste segundo bioensaio. De fato, os espécimes utilizados neste bioensaio contribuíram para o aumento da CE, o que pode ter sido resultado da liberação de sais pelas plantas e de detritos. Costa *et al.* (2003) em um estudo com *Typha* spp. em LCFSS, com um efluente sanitário bruto apresentando uma CE média de $1.173,00 \mu\text{S cm}^{-1}$, também observaram nos leitos vegetados um aumento médio na CE, sendo este de 90,10%, ao passo que no controle a remoção foi, em média, de 12,70%. Os autores ressaltaram que o aumento da CE nos leitos vegetados não afetou o desenvolvimento das macrófitas aquáticas e nem a eficiência dos leitos na remoção dos outros parâmetros analisados.

A Tabela 15 apresenta os resultados médios dos teores de N-amoniaco para o segundo bioensaio com *E. crassipes*. Houve influência significativa do TDH entre os tratamentos. No TDH 14 dias, observou-se uma redução significativa nos leitos experimentais, sendo a maior redução obtida nos com plantas A1 (66,85 para $6,41 \text{ mg L}^{-1}$). Nos leitos com plantas A2, a redução foi de 66,85 para $18,30 \text{ mg L}^{-1}$. Os valores obtidos nos leitos experimentais atenderam ao padrão de lançamento (20 mg L^{-1}) estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. Nos leitos controles a redução de N-amoniaco foi menor (66,85 para $26,32 \text{ mg L}^{-1}$), não atendendo ao padrão estabelecido pela referida resolução. Também houve diferença significativa entre os tipos de plantas, sendo o tipo A1 mais eficiente que o A2.

A eficiência de remoção para os leitos experimentais com plantas tipo A1 foi de 90,41%, enquanto nos com plantas tipo A2 foi de 72,63%. Os leitos controles tiveram uma eficiência de 60,63% (Figura 29). Estes resultados, quando comparados com os do primeiro bioensaio com *E. crassipes*, evidenciam que, para menores concentrações de N-amoniaco, esta macrófita aquática apresenta elevada eficiência de remoção deste parâmetro, dentro das condições experimentais avaliadas.

Tabela 15. Resultados médios para o N-amoniaco do segundo bioensaio com *E. crassipes*.

Tratamentos	TDH (dias)	N-amoniaco (mg L ⁻¹)	
		Tipo de planta	
		A1	A2
Efluente	0	66,85 Aa	66,85 Aa
Leitos Experimentais	14	6,41 Cb	18,30 Ca
	28	ND	ND
Leitos Controles	14	26,32 Ba	26,32 Ba
	28	4,76 Ca	4,76 Da
CV (%)		8,82	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa; ND = Não detectado.

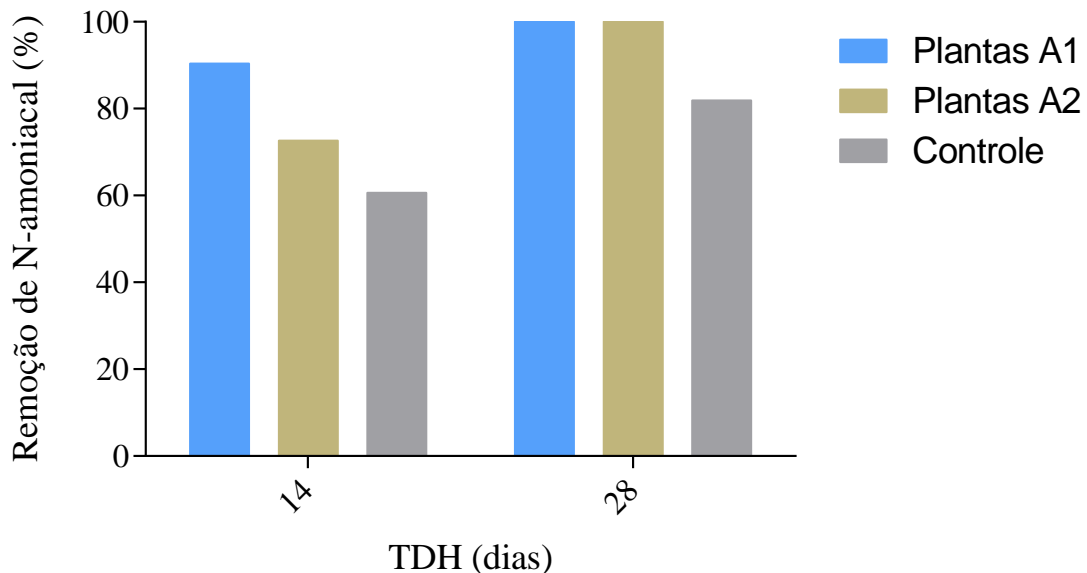


Figura 29. Eficiência de remoção de N-amoniaco para o segundo bioensaio com *E. crassipes*. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.

Após a colheita dos espécimes de *E. crassipes* dos vasos no TDH 14 dias e reposição de novos espécimes, não foram detectados teores de N-amoniaco no efluente dos leitos experimentais no TDH 28 dias, correspondendo a uma eficiência de 100% de remoção deste parâmetro. Conforme Romitelli (1983), a grande assimilação de P e N pela *E. crassipes*

parece se dar na fase de crescimento da planta, assim, a remoção de nutrientes em LC com essa planta depende da oferta de condições para o seu crescimento e de sua colheita periódica. Essa colheita periódica é indicada para a retirada final dos poluentes do sistema e para a manutenção das plantas numa fase de crescimento ativo. No entanto, alguns pesquisadores não recomendam tal prática, o que, segundo a referida autora, deve-se aos diferentes conceitos que eles têm do sistema e dos objetivos do tratamento, p. e., a colheita das plantas resulta na perda da barreira física promovida por suas raízes, que retém sólidos, além dos microrganismos nelas aderidos, importantes na remoção de poluentes. Por outro lado, a remoção dos restos de plantas mortas é necessária, pois elevam a DBO de um sistema que já é comumente anaeróbico, pela intensa respiração das raízes e biota presentes, além de liberarem dentro do sistema os nutrientes assimilados. Romitelli (1983) ressalta que, na verdade, o grande problema da colheita periódica é de ordem econômica, pois encarece o sistema e leva a problemas de disposição final da biomassa. Contudo, possibilita a implantação de sistemas de reutilização dessa biomassa.

No TDH 28 dias, os leitos com plantas A1 e A2 atenderam ao padrão de lançamento (5 mg L^{-1}) estabelecido pela NT-202.R-10/1986 da CECA. Nos leitos controles a remoção foi de 81,91%, tendo o efluente um teor de $4,76 \text{ mg L}^{-1}$ de N-amoniaco. Este resultado também atendeu aos padrões de lançamento estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas.

Neste bioensaio também não foram detectados teores de NO_3^- , o que pode estar relacionado com a sensibilidade da metodologia adotada para a quantificação deste parâmetro e/ou pelo fato de não ter havido nitrificação ao longo do tempo de duração do experimento, uma vez que o sistema não funcionava em regime de fluxo e também não tinha nenhum tipo de mecanismo de aeração artificial.

5.3 Absorção e assimilação de nitrogênio e adaptação dos espécimes de *E. crassipes*

A análise da absorção e assimilação de N pelos espécimes de *E. crassipes* consistiu na quantificação dos teores de N-NH_4^+ , N-amino livre e N-NO_3^- na massa fresca das plantas. Nos dois bioensaios não foram detectados teores de N-NO_3^- e no segundo bioensaio não foram detectados teores de N-NH_4^+ . Além disso, também foi realizada a quantificação dos teores de N-total na massa seca das plantas. A massa seca também foi pesada a fim de verificar se houve ganho de massa pelas plantas, durante a realização dos experimentos. A

adaptação dos espécimes de *E. crassipes* às condições experimentais foi realizada por meio de observações de alterações nas plantas.

5.3.1 I Bioensaio com *E. crassipes*

A Figura 30 apresenta os teores médios de N-NH_4^+ encontrados na massa fresca dos espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio. Os resultados obtidos demonstram a absorção desse íon pelas plantas e, conseqüentemente, a redução dos teores de N-amoniaco observado para o efluente. No TDH 7 dias, foi possível observar um aumento dos teores de N-NH_4^+ nas raízes das plantas em comparação com as plantas controles (TDH 0) e com a parte aérea. Os teores de N-NH_4^+ encontrados nas raízes das plantas controles foram: $0,53 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para 1 e 2 plantas e $0,56 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para 3 plantas, ao passo que nos leitos experimentais os teores foram três vezes maiores, sendo $1,90$, $1,68$ e $1,74 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente.

No TDH 14 dias, também houve aumento dos teores de N-NH_4^+ , principalmente nas raízes, com exceção para a parte aérea dos vasos com 3 plantas, que apresentou maior aumento quando comparada com a dos vasos com 1 e 2 plantas. No entanto, no TDH 21 dias, os maiores teores desse íon foram observados na parte aérea dos espécimes de *E. crassipes*. Os teores de N-NH_4^+ encontrados na parte aérea das plantas controles foram: $0,47 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para 1 e 3 plantas e $0,45 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para 2 plantas, já nos leitos experimentais $2,15$, $2,87$ e $1,27 \mu\text{moles gm}^{-1}$ para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente. As diferenças observadas nos teores de N-NH_4^+ entre o número de plantas/vaso demonstram que a capacidade das plantas em assimilar todo o N-NH_4^+ absorvido, ao longo de cada TDH avaliado, foi variável, resultando em maiores ou menores concentrações deste íon em seus tecidos.

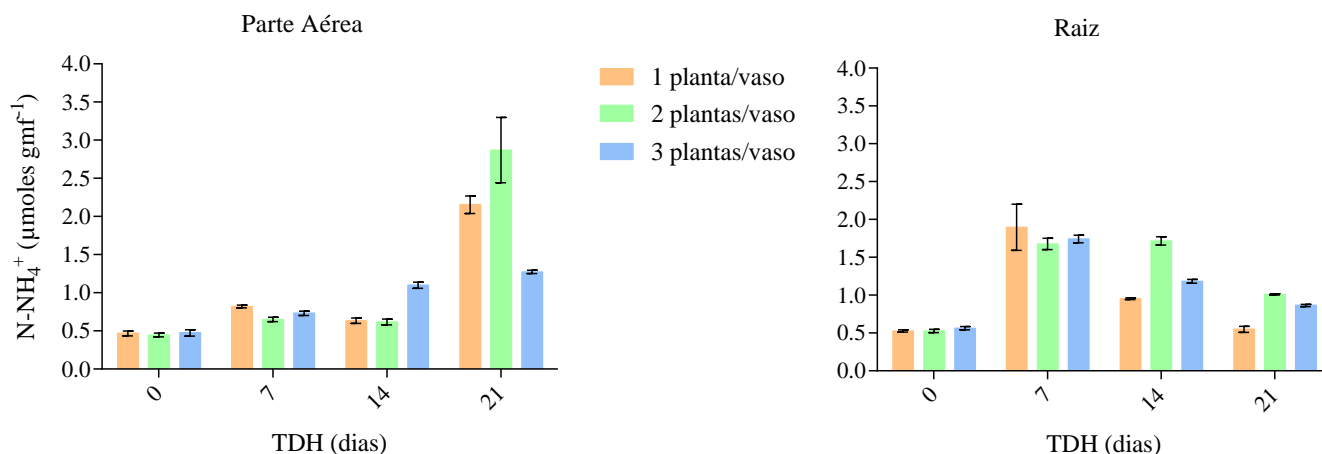


Figura 30. Teores médios de N-NH₄⁺ (µmoles gm⁻¹) em espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.

Rocha *et al.* (2014) afirmam que raramente encontram-se valores elevados de N-NH₄⁺ nos tecidos vegetais, devido à sua rápida assimilação, pois altas concentrações desse íon nos tecidos podem provocar sintomas de toxidez na planta. Uma das principais formas de as plantas evitarem esse efeito tóxico é pela rápida conversão do N-NH₄⁺ em aminoácidos (OLIVEIRA, 2015). Como pode ser observado na Figura 31, houve aumento dos teores médios de N-amino livre na massa fresca dos espécimes de *E. crassipes* ao longo dos TDH avaliados, o que evidencia a mudança no metabolismo desta espécie implementando uma estratégia para evitar o efeito fitotóxico do N-NH₄⁺.

Os maiores teores de N-amino livre foram encontrados na parte aérea das plantas, visto que a assimilação do N-NH₄⁺ ocorre nas raízes e os aminoácidos formados são, então, transportados para a parte aérea (OLIVEIRA, 2015). Nas plantas controles, os teores de N-amino livre na parte aérea foram 2,20 µmoles gm⁻¹ para 1 planta e de 2,21 µmoles gm⁻¹ para 2 e 3 plantas. No TDH 7 dias, os teores aumentaram consideravelmente, sendo 7,26, 7,40 e 6,55 µmoles gm⁻¹ para os vasos com 1, 2 e 3 plantas respectivamente. No TDH 14 dias, os teores de N-amino livre na parte aérea foram quatro vezes superiores em comparação com as plantas controles. No TDH 21 dias, os maiores valores encontrados foram para os vasos com 1 e 2 plantas, que apresentaram teores de 16,22 e 14,60 µmoles gm⁻¹, respectivamente. Nas raízes das plantas foram observados teores menores de N-amino livre. As plantas controles apresentaram teores de 1,45, 1,48 e 1,52 µmoles gm⁻¹ para 1, 2 e 3 plantas, respectivamente. Nos TDH 7 e 14 dias, houve um pequeno aumento desses teores, ao passo que no TDH 21 dias, os teores reduziram nos vasos com 2 e 3 plantas para valores abaixo dos encontrados nas

plantas controles, 0,81 e 0,55 $\mu\text{moles gm}^{-1}$, respectivamente. Os vasos com 1 planta apresentaram valor similar ao encontrado para as plantas controles, 1,64 $\mu\text{moles gm}^{-1}$.

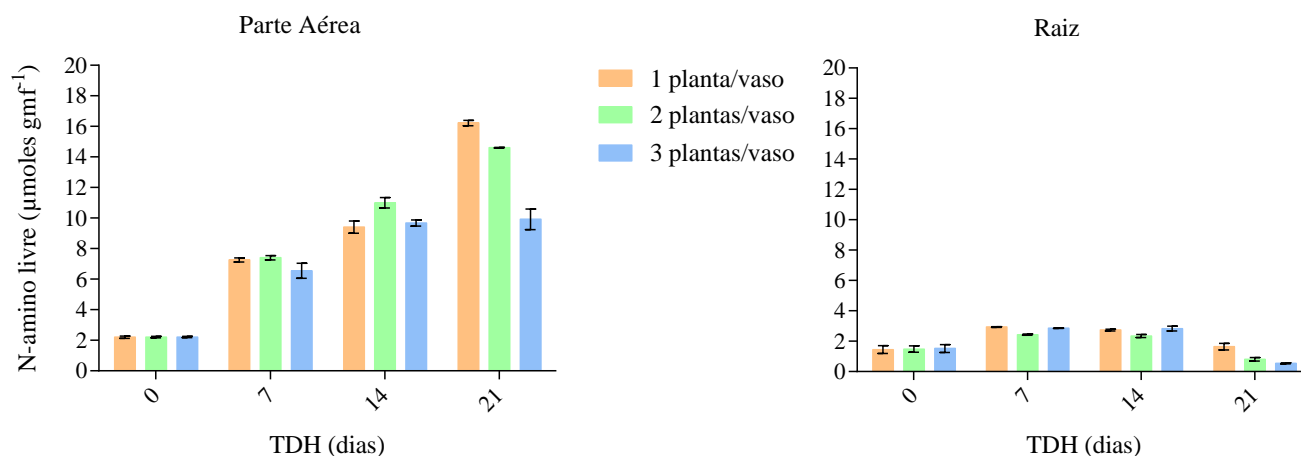


Figura 31. Teores médios de N-amino livre ($\mu\text{moles gm}^{-1}$) em espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.

Embora tenha sido verificada uma mudança no metabolismo dos espécimes de *E. crassipes*, de modo a evitarem o efeito tóxico do N-NH_4^+ , foram observados sintomas de fitotoxicidade nas plantas, ao longo dos TDH avaliados. Os espécimes de *E. crassipes* apresentaram boa adaptação ao efluente nos TDH 7 e 14 dias, embora já fosse possível observar, no TDH 7 dias, mais folhas com coloração amarela (clorose), além de folhas com necroses (Figura 32). No TDH 14 dias foi possível observar clorose e necroses em algumas folhas e a presença de fungos em algumas plantas (Figura 33).

No TDH 14 dias, observou-se também a redução do volume de efluente nas repetições dos tratamentos com 2 e 3 plantas/vaso, referentes ao TDH 21 dias, devido à evapotranspiração das plantas. Nas três repetições do tratamento com 2 plantas/vaso houve redução de 0,5 L de efluente; nas repetições referentes ao tratamento com 3 plantas/vaso a redução do volume do efluente foi variável, sendo de 1,0, 0,5 e 1,5 L para as repetições 1, 2 e 3, respectivamente. Foi adicionada água deionizada a cada uma das repetições dos tratamentos 2 e 3 do TDH 21 dias, de forma a completar o volume útil de 6 L de cada vaso e evitar um possível estresse hídrico para as plantas. Os volumes adicionados a cada uma das repetições foram anotados e utilizados para obter o fator de diluição, que foi empregado para correção na análise dos parâmetros físico-químicos. De acordo com Reis (2016), um aspecto fundamental quando do uso de macrófitas aquáticas em LC é sua capacidade de absorver e

transferir água para a atmosfera por meio da evapotranspiração, o que na maioria das vezes é negligenciado no cálculo do tempo de retenção hidráulica, sendo de fundamental importância na determinação da eficiência de remoção dos diferentes atributos presentes no efluente.



Figura 32. Aspecto qualitativo dos espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 7 dias.



Figura 33. Aspecto qualitativo dos espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 14 dias.

Maharjan e Ming (2014) afirmam que a perda de água não pode afetar a concentração de poluentes em águas residuárias. Utilizando LC com *E. crassipes*, os referidos autores também compensaram as perdas de água dos leitos com a adição de água deionizada. Inicialmente, eles observaram que a perda de água pelo controle foi maior que a dos leitos vegetados, no entanto, posteriormente, as perdas de água pelos leitos vegetados excederam as do controle. Duas razões foram apontadas para a maior evapotranspiração observada nos leitos vegetados: 1^a) o tempo de adaptação da *E. crassipes* ao novo ambiente; 2^a) a cobertura da lâmina d'água pela vegetação, bloqueando a luz solar. Assim, segundo os referidos autores, quando as plantas começaram a crescer nos leitos vegetados, prevaleceu a evapotranspiração, resultando em perdas de água. Por outro lado, em um LC com *E. crassipes* para tratar a água proveniente de uma lagoa, Campos, Filho e Bampa (2014), observaram, durante 8 dias de amostragem, uma evapotranspiração média de $12,9 \text{ mm dia}^{-1}$, ao passo que o leito controle

(sem plantas) apresentou uma evapotranspiração média de $21,8 \text{ mm dia}^{-1}$. Segundo os referidos autores, a maior evapotranspiração no leito controle deveu-se ao fato de ele apresentar lâmina d'água exposta, enquanto que no LC a cobertura da vegetação reduziu sua evapotranspiração.

Ao término do TDH 21 dias, a maioria das plantas apresentava folhas murchas, enroladas, com presença de clorose, necroses e fungos, no entanto, ainda estavam vivas (Figura 34). Hussar (2001) utilizando LCFSS com *Typha* spp. para o tratamento de efluente de suinocultura observou, na fase inicial de monitoramento do sistema, a necessidade de replantar várias mudas, face à não adaptação das plantas, incidência de necroses nas folhas em decorrência de doença de origem fúngica causada por *Colletotrichum* sp., bem como pela constatação de fitotoxidez, provavelmente resultante do excesso de N no efluente. Assim, a concentração de N-amoniaco do efluente encontrada no primeiro bioensaio pode ter afetado a fitossanidade dos espécimes de *E. crassipes*, além da presença de fungos. Além disso, conforme Hussar (2001), teores altos de N nas formas amoniaco e nítrico, aumentam a concentração de sais, promovendo um acréscimo de potencial osmótico nos LC, o que desfavorece a absorção de água, podendo promover uma desidratação da planta. Tal fato deve ter contribuído para a observação de folhas murchas, enroladas e necrosadas nos espécimes de *E. crassipes* no primeiro bioensaio. Tobias (2002) ao avaliar o uso de LCFSS com *Typha* spp. para o tratamento de efluentes de suinocultura fez as mesmas observações que Hussar (2001) nas plantas, verificando a necessidade de replantio das mesmas. Leitão Júnior *et al.* (2007) observaram a morte de todos os espécimes de *E. crassipes* após 20 dias do início da pesquisa que visava tratar o efluente bruto de um frigorífico.



Figura 34. Aspecto qualitativo dos espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 21 dias.

A Tabela 16 e a Figura 35 apresentam as médias do número de folhas saudáveis, inicial e final, avaliado para os TDH 7, 14 e 21 dias.

Tabela 16. Médias do número de folhas saudáveis, inicial e final, do primeiro bioensaio com *E. crassipes*, para os TDH 7, 14 e 21 dias.

TDH (dias)	Número de Folhas Saudáveis					
	Inicial			Final		
	Número de plantas/vaso			Número de plantas/vaso		
	1	2	3	1	2	3
7	9,33 Ac	14,67 Ab	22,67 Aa	8,67 Ac	14,33 Ab	19,67 Aa
14	7,33 Ac	14,67 Ab	24,00 Aa	7,00 Ab	11,00 ABb	17,00 Aa
21	7,67 Ac	15,67 Ab	20,33 Aa	2,00 Bb	6,67 Ba	7,33 Ba
CV (%)	15,07			20,42		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

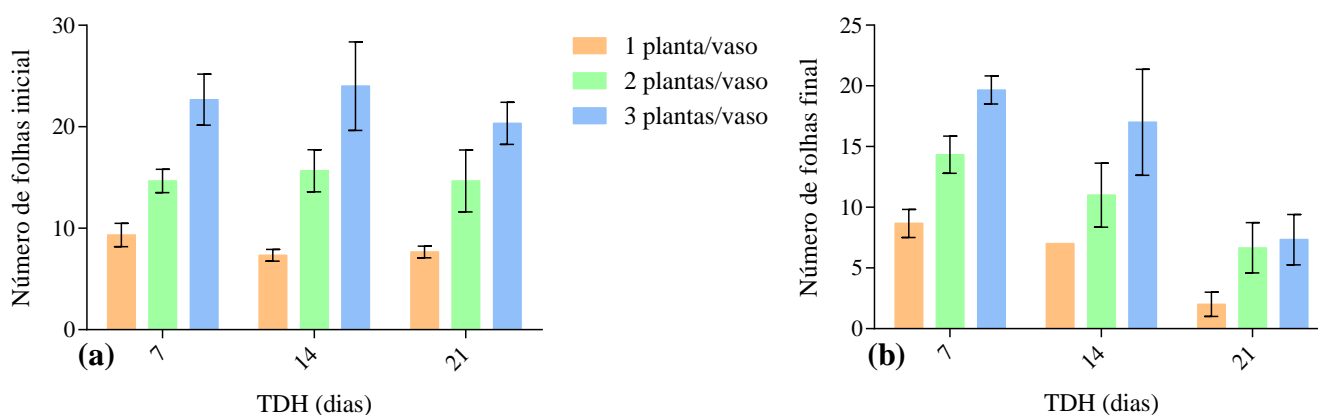


Figura 35. Médias do número de folhas saudáveis do primeiro bioensaio com *E. crassipes*, para os TDH 7, 14 e 21 dias: (a) número de folhas inicial e (b) número de folhas final.

As médias do número de folhas saudáveis inicial para cada TDH não diferiram significativamente em relação ao mesmo número de plantas/vaso, já as médias do número de folhas final dos TDH 7 e 14 dias diferiram significativamente do TDH 21 dias, com exceção para os vasos com 2 plantas em que não houve diferença significativa para os TDH 14 e 21 dias. Este resultado evidencia a menor adaptação das plantas ao efluente após o TDH 14 dias devido ao efeito fitotóxico do efluente.

Em relação à variação do número de plantas/vaso para cada TDH avaliado, observa-se que as médias do número de folhas saudáveis inicial diferiram significativamente com o aumento do número de plantas/vaso, sendo maior, obviamente, nos vasos com maior número

de plantas. Entretanto, para as médias do número de folhas saudáveis final, observa-se que para o TDH 7 dias houve diferença significativa entre elas; para o TDH 14 dias os vasos com 3 plantas apresentaram maior média, não havendo diferença significativa entre as médias dos vasos com 1 e 2 plantas; para o TDH 21 dias as médias dos vasos com 2 e 3 plantas não diferiram significativamente e foram maiores que a média do vaso com 1 planta. Lopes (2007) também observou a redução do número de folhas em *E. crassipes* ao avaliar o efeito do petróleo cru da Base Petrolífera de Urucu, AM, sobre a produção de biomassa, em um experimento realizado em casa de vegetação. Foram utilizadas 6 dosagens de petróleo cru de Urucu, distribuídas entre 0 e 300 mL de petróleo 2 L⁻¹ de água e as plantas foram avaliadas após 1, 5, 10, 15 e 20 dias de exposição. A dosagem de petróleo, após um dia de exposição, provocou diminuição do número de folhas nos tratamentos de 50 e 300 mL de petróleo em relação ao controle, após 5 dias houve uma redução do número de folhas nos tratamentos de 150 e 300mL. Com 10 dias de exposição ao óleo, as plantas tiveram um menor número de folhas nos tratamentos de 150 mL e 300 mL de petróleo. Após 15 e 20 dias de exposição não houve diferenças significativas entre os tratamentos. Também foi observada uma significativa diminuição do comprimento das folhas, da biomassa aérea, da proporção de biomassa aérea viva/total e aumento da biomassa aérea morta como resposta ao aumento da dosagem do petróleo e do tempo de exposição.

A Figura 36 apresenta os teores médios de N-total encontrados na massa seca dos espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio. Foi observado um aumento dos teores de N-total, ao longo dos TDH avaliados, sendo este aumento maior na parte aérea que nas raízes. De acordo com Tedesco *et al.* (1995), o teor de N-total varia com a espécie, variedade, parte, desenvolvimento e estado nutricional da planta, situando-se em geral entre 0,50 e 5,00%. O teor de N-total encontrado tanto na parte aérea quanto nas raízes das plantas controles foi de 0,80%. Não foram observadas variações no teor de N-total em relação à parte aérea e as raízes das plantas controles.

No TDH 7 dias, houve variação entre os teores encontrados na parte aérea e nas raízes dos leitos experimentais. Os teores de N-total encontrados na parte aérea foram: 1,37, 1,52 e 1,43% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente. Já nas raízes, os teores encontrados foram: 1,13, 1,19 e 1,16% para os vasos com 1, 2 e 3 plantas, respectivamente. No TDH 14 dias, os teores de N-total na parte aérea mais que dobraram em comparação com as plantas controles, ao passo que nas raízes o maior aumento se deu apenas nos vasos com 1

planta (1,25%). No TDH 21 dias, houve maior aumento do teor de N-total na parte aérea apenas dos vasos com 1 planta (2,14%).

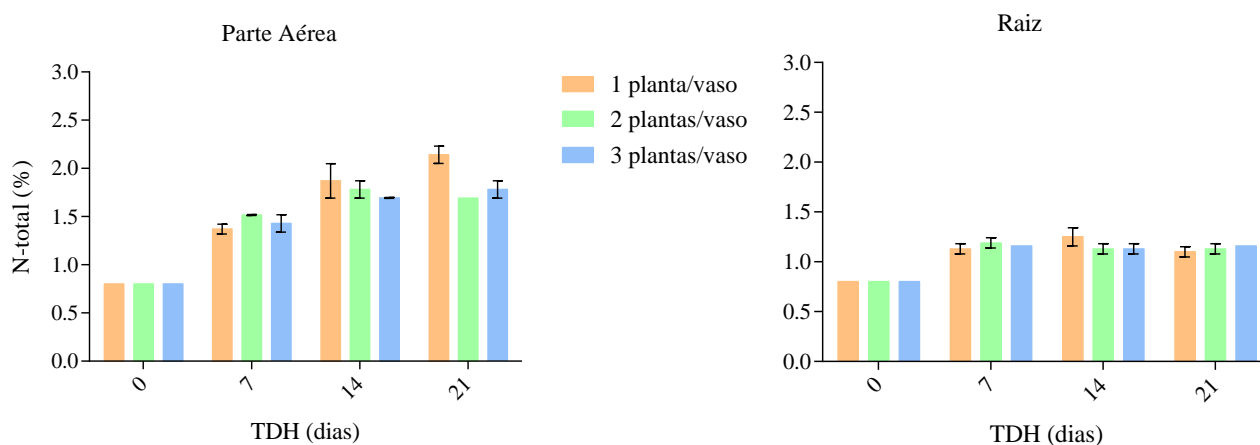


Figura 36. Teores médios de N-total (%) em espécimes de *E. crassipes* do primeiro bioensaio, nos TDH 0 (plantas controles), 7, 14 e 21 dias.

Conforme Braga (2010), o N é o nutriente responsável pelo crescimento das plantas, para a produção de novas células e tecidos. Ele promove a formação de clorofila, esta combina gás carbônico e água, formando açúcares, que a planta necessita para o seu crescimento e produção de grãos e frutos. Assim, pode-se observar na Tabela 17 que a absorção e assimilação de N do efluente pelos espécimes de *E. crassipes* teve efeito importante no seu crescimento, sendo este crescimento maior nas raízes que na parte aérea.

Tabela 17. Valores médios da massa seca do primeiro bioensaio com *E. crassipes*, ao longo dos TDH avaliados: 0, 7, 14 e 21 dias.

TDH (dias)	Massa Seca (g)					
	Parte aérea			Raiz		
	Número de plantas/vaso			Número de plantas/vaso		
	1	2	3	1	2	3
0	9,18 Bc	18,08 Bb	26,72 Ba	8,41 Ba	15,08 Ba	25,18 Ca
7	12,36 Ac	21,13 Ab	30,47 Aa	7,95 Bc	22,64 Ab	33,71 Ba
14	11,62 Ac	16,07 BCb	28,50 Aba	16,42 Ac	24,24 Ab	35,40 A Ba
21	8,90 Bc	14,55 Cb	20,23 Ca	17,56 Ac	24,85 Ab	37,40 Aa
CV (%)	5,44			5,70		

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Para a parte aérea, houve ganho significativo de massa seca no TDH 7 dias, em comparação com as plantas controles (TDH 0). No TDH 14 dias, houve ganho significativo de massa seca apenas para os vasos com 1 e 3 plantas, em comparação com as plantas controles. No TDH 21 dias, não houve ganho significativo de massa seca, em comparação com as plantas controles. Estes resultados evidenciam o efeito fitotóxico da concentração de N-amoniaco presente no efluente para a parte aérea da planta, que resultou na redução do número de folhas saudáveis, e a tendência à estabilização na absorção de N-NH_4^+ (ponto de saturação) pelos espécimes de *E. crassipes*, observada após o TDH 14 dias.

Para as raízes, no TDH 7 dias, observou-se ganho significativo de massa seca para os vasos com 2 e 3 plantas, em comparação com as plantas controles. Nos TDH 14 e 21 dias também houve ganho significativo de massa seca, em comparação com as plantas controles, porém, não houve diferença significativa entre esses dois TDH, evidenciando também a tendência à estabilização na absorção de N-amoniaco pelos espécimes de *E. crassipes*, após o TDH 14 dias. Os resultados também parecem demonstrar que a concentração de N-amoniaco não teve efeito fitotóxico para as raízes ou que esse efeito foi menor que para a parte aérea. Isto pode ser explicado pelo fato de as raízes serem um local de assimilação do N absorvido e de transporte do N assimilado para a parte aérea que, como visto anteriormente, foi o local de maior concentração de N-amino livre.

5.3.2 II Bioensaio com *E. crassipes*

Os teores médios de N-amino livre encontrados na massa fresca dos espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio são apresentados pela Figura 37. Como não foram detectados teores de N-NH_4^+ na massa fresca dos espécimes de *E. crassipes*, isto evidencia que esse íon foi totalmente assimilado pelas plantas. Os maiores teores de N-amino livre foram encontrados na parte aérea, visto que as raízes são locais de absorção e assimilação do N, com consequente transporte do N assimilado para a parte aérea das plantas. Nas plantas controles do TDH 14 dias, os teores de N-amino livre encontrados na parte aérea foram: 1,63 e 1,71 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 14 dias, os teores mais que quadruplicaram para as plantas A1 (7,03 $\mu\text{moles gm}^{-1}$) e mais que triplicaram para as plantas A2 (5,96 $\mu\text{moles gm}^{-1}$). Estes resultados estão de acordo com a maior remoção de N-amoniaco do efluente obtida pelas plantas A1.

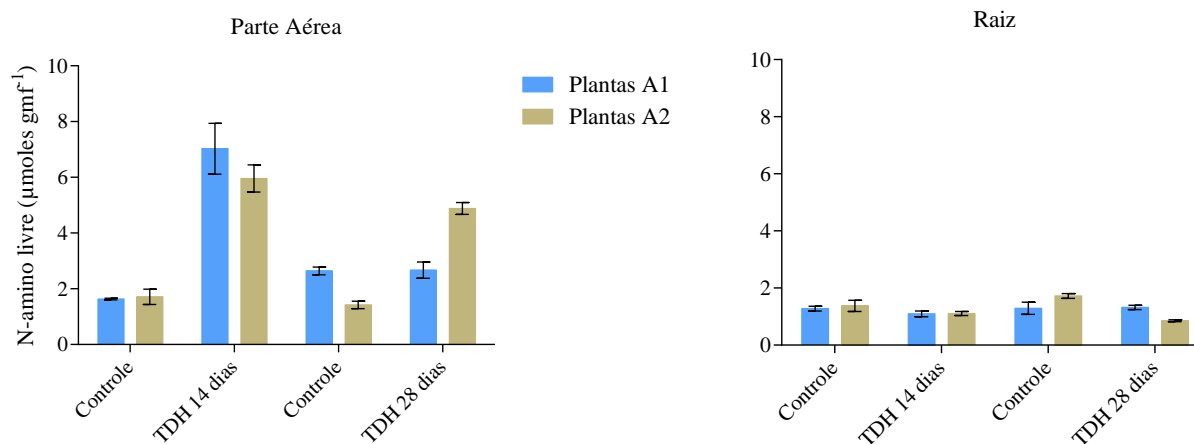


Figura 37. Teores médios de N-amino livre ($\mu\text{moles gm}^{-1}$) em espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio, nas plantas controles e nos TDH 7 e 28 dias. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.

Os teores de N-amino livre na parte aérea das plantas controles do TDH 28 dias foram: 2,64 e 1,42 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 28 dias, não houve aumento significativo dos teores de N-amino livre nas plantas A1 (2,67 $\mu\text{moles gm}^{-1}$), ao passo que nas plantas A2 os teores mais que triplicaram (4,88 $\mu\text{moles gm}^{-1}$). Estes resultados também estão relacionados com a remoção de N-amoniaco do efluente, uma vez que havia maior concentração de N-amoniaco nos leitos experimentais com plantas A2 no TDH 14 dias que nos leitos com plantas A1, logo, ao final do TDH 28 dias, as plantas A2 concentraram mais N-amino livre em seus tecidos.

Os teores de N-amino livre encontrados nas raízes das plantas controles do TDH 14 dias foram: 1,28 e 1,38 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 14 dias, os teores encontrados foram: 1,10 e 1,11 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente. Nas raízes das plantas controles do TDH 28 dias, os teores de N-amino livre encontrados foram: 1,29 e 1,72 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 28 dias, os teores encontrados foram: 1,32 e 0,88 $\mu\text{moles gm}^{-1}$ para as plantas A1 e A2, respectivamente.

A concentração de N-amoniaco encontrada no efluente deste segundo bioensaio, apesar de ter sido menor que a encontrada no primeiro bioensaio, causou fitotoxicidade nas plantas A1 e A2 (Figuras 38 e 39). O efeito fitotóxico observado foi maior para as plantas A2, o que indica a menor adaptação deste tipo de planta ao efluente analisado, dentro das condições experimentais a que foram submetidas. Foram observadas nas plantas A2: clorose, necroses, presença de fungos e a morte de alguns espécimes. Por outro lado, as plantas A1 demonstraram melhor adaptação ao efluente e às condições experimentais, tendo sido

observada no TDH 14 dias a presença de clorose e necroses em alguns espécimes. No TDH 28 dias observou-se a presença de clorose e necroses, contudo, em quantidade menor que a observada no TDH 14 dias. Também foi possível observar a presença de novas folhas e que um espécime estava em estágio de reprodução vegetativa, uma vez que apresentava um estolão.



Figura 38. Aspecto qualitativo dos espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 14 dias.



Figura 39. Aspecto qualitativo dos espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio, correspondente aos tratamentos do TDH 28 dias.

No TDH 14 dias também foi observada a redução do volume de efluente nos leitos experimentais. Nos leitos com plantas A1 foram observadas reduções de 2,30, 2,50, 2,20 e 2,30 L para as repetições 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Nos leitos com plantas A2, as reduções foram de 0,75 L para as repetições 1, 3 e 4, respectivamente, e de 0,70 L para a repetição 2. Foi adicionada água deionizada a cada uma das repetições, de forma a completar o volume útil de 6 L de cada vaso e evitar um possível estresse hídrico para as plantas.

A análise do número de folhas saudáveis, inicial e final, também evidencia o efeito fitotóxico do efluente (Tabela 18 e Figura 40). Não foram observadas diferenças significativas entre as médias do número de folhas saudáveis inicial para cada TDH avaliado, nem entre os tipos de plantas. No entanto, houve diferença significativa entre as médias do número final de folhas saudáveis para ambos os TDH avaliados, sendo as menores médias observadas para as plantas A2, o que está relacionado com a menor adaptação destas plantas ao efluente.

Tabela 18. Médias do número de folhas saudáveis, inicial e final, do segundo bioensaio com *E. crassipes*, para os TDH 14 e 28 dias.

TDH (dias)	Número de Folhas Saudáveis			
	Inicial		Final	
	Tipo de planta		Tipo de planta	
	A1	A2	A1	A2
14	21,75 Aa	24,50 Aa	15,25 Aa	4,50 Ab
28	19,50 Aa	20,50 Aa	16,75 Aa	3,00 Ab
CV (%)	13,37		31,55	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

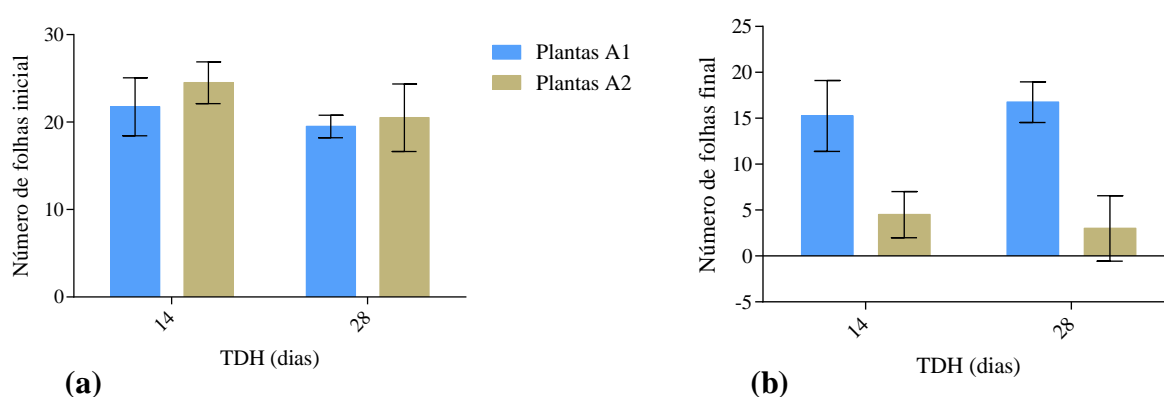


Figura 40. Médias do número de folhas saudáveis do segundo bioensaio com *E. crassipes*, para os TDH 14 e 28 dias: (a) número de folhas inicial e (b) número de folhas final. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.

Os teores médios de N-total encontrados nos espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio são apresentados pela Figura 41. Houve maior aumento dos teores de N-total para a parte aérea que nas raízes. Nas plantas controles do TDH 14 dias, os teores de N-total encontrados para a parte aérea foram: 0,80 e 1,20% para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 14 dias, houve aumento significativo do teor de N-total na parte aérea das plantas A1 (1,38%), enquanto para as plantas A2 não houve diferença significativa em comparação com as plantas controles (1,21%). Os teores de N-total na parte aérea das plantas controles do TDH 28 dias foram: 0,80 e 0,89% para as plantas A1 e A2, respectivamente. No TDH 28 dias, houve aumento significativo dos teores de N-total para as plantas A1 (1,13%) e A2 (1,15%), em comparação com as plantas controles.

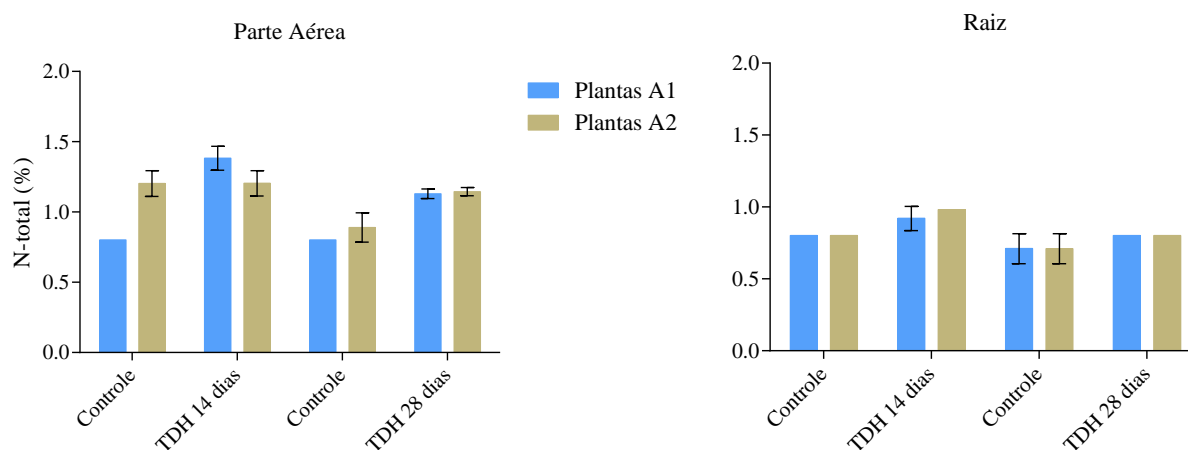


Figura 41. Teores médios de N-total (%) em espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio, nas plantas controles e nos TDH 14 e 28 dias. Plantas A1 = plantas com parte aérea alta; Plantas A2 = plantas com parte aérea baixa.

Nas raízes das plantas controles do TDH 14 dias, os teores de N-total encontrados tanto para as plantas A1 e A2 foram de 0,80%. No TDH 14 dias, houve aumento significativo dos teores de N-total, sendo 0,92 e 0,98% para as plantas A1 e A2, respectivamente. Já as plantas controles do TDH 28 dias apresentaram teores de N-total de 0,71%. No TDH 28 dias, não foi observado aumento significativo dos teores de N-total para as plantas A1 e A2, sendo 0,80% para ambas as plantas.

A Tabela 19 apresenta os valores médios para a massa seca dos espécimes de *E. crassipes* do segundo bioensaio.

Tabela 19. Valores médios da massa seca do segundo bioensaio com *E. crassipes*, para as plantas controles e para os TDH avaliados: 14 e 28 dias.

TDH (dias)	Massa Seca (g)			
	Parte Aérea		Raiz	
	Tipo de planta		Tipo de planta	
	A1	A2	A1	A2
Plantas Controles 14	26,11 Ba	8,50 Bb	12,90 Ba	10,88 ABa
14	21,73 Ca	7,96 Bb	16,81 Aba	14,06 Aa
Plantas Controles 28	30,16 Aa	13,61 Ab	18,34 Aa	10,98 ABb
28	25,63 Ba	8,50 Bb	13,35 Ba	7,12 Bb
CV (%)	7,36		17,70	

* Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, maiúscula na coluna e minúscula na linha, pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** A1 = Plantas com parte aérea alta; A2 = Plantas com parte aérea baixa.

No TDH 14 dias, não houve ganho de massa seca para a parte aérea, sendo o resultado significativo apenas para as plantas A1 quando comparado com as plantas controles do TDH 14 dias. No TDH 28 dias, também não foi observado ganho significativo de massa seca, tanto pelas plantas A1 quanto pelas plantas A2, quando comparado com as plantas controles. Apesar da observação de novas folhas em alguns espécimes de *E. crassipes* do tipo A1, essas novas folhas não foram suficientes para promover ganhos significativos na massa seca, no entanto, indicam a utilização do N absorvido e assimilado por elas na constituição de novos tecidos. Estes resultados evidenciam o efeito fitotóxico da concentração de N-amoniaco presente no efluente para a parte aérea da planta, resultando na redução do número de folhas saudáveis e, conseqüentemente, na menor massa seca observada para a parte aérea. As raízes das plantas A1 apresentaram, no TDH 14 dias, ganho significativo de massa seca quando comparadas com as plantas controles do TDH 14 dias. Não houve ganho significativo de massa seca para as plantas A1 e A2 no TDH 28 dias, quando comparado com as plantas controles do TDH 28 dias.

A análise da massa seca das plantas controles A1 e A2 demonstra que a parte aérea das plantas A1 possuía mais massa seca que a das plantas A2. Mesmo apresentando perdas, ao longo dos TDH avaliados, as plantas A1 possuíam mais massa seca na parte aérea que as plantas A2. Tal fato pode explicar também a maior eficiência das plantas A1 na remoção do N-amoniaco do efluente, por meio da concentração do N assimilado na massa seca da parte aérea.

6 Conclusão

Diante do cenário atual de degradação e escassez dos recursos hídricos e do déficit existente em relação ao tratamento de efluentes sanitários no Brasil, os LC se apresentam como uma alternativa simples e sustentável para auxiliar a solucionar esses problemas, podendo ser empregados, p. e., para o tratamento de efluentes de pequenas comunidades, instituições de ensino e de diversas indústrias. Contudo, no bioensaio com *P. stratiotes*, os LC não demonstraram ser eficientes na remoção do N-amoniaco do efluente sanitário analisado, uma vez que os espécimes de *P. stratiotes* não se adaptaram ao efluente e às condições experimentais a que foram submetidos. Por outro lado, o primeiro bioensaio com *E. crassipes* demonstrou um potencial de utilização de LC com esta macrófita aquática para a remoção do N-amoniaco do efluente sanitário analisado. No entanto, os espécimes de *E. crassipes* foram sensíveis ao efluente, apresentando efeitos fitotóxicos, ao longo dos TDH avaliados. Também foi possível observar o efeito de saturação nos espécimes de *E. crassipes*, evidenciando que para concentrações mais elevadas de N-amoniaco, a absorção de N-NH_4^+ pelas macrófitas aquáticas tende a se estabilizar a partir do TDH 14 dias. Nestas condições de cultivo, não houve atendimento aos padrões de lançamento de efluentes, para o N-amoniaco, estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas. No segundo bioensaio com *E. crassipes*, a colheita dos espécimes dispostos nos LC, no TDH 14 dias, e a reposição com novos espécimes, demonstrou a viabilidade de utilização de LC com esta macrófita aquática para a remoção de menores concentrações de N-amoniaco do efluente analisado. Além disso, houve atendimento aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelas legislações ambientais analisadas, com 100% de remoção de N-amoniaco, ao final do experimento. Porém, novas pesquisas podem ser realizadas para avaliar se com a variação do tempo de cultivo da *E. crassipes* nos LC obtém-se também elevada eficiência de remoção para maiores concentrações de N-amoniaco. Assim, os resultados obtidos sugerem que uma maior eficiência no tratamento do efluente analisado poderia ser alcançada utilizando LC em série, cada um com um TDH diferente. Embora, os espécimes de *E. crassipes* também tenham apresentado fitotoxicidade, as plantas com parte aérea alta (A1) apresentaram maior adaptação ao efluente e às condições experimentais que as plantas com parte aérea baixa (A2), resultando em sua maior eficiência na remoção do N-amoniaco.

Referências Bibliográficas

ALBINATI, R. C. B.; ALBINATI, A. C. L.; MEDEIROS, Y. D. Utilização de águas desprezadas para a produção de alimentos no semiárido. *XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2003. Disponível em: <<http://www.grh.ufba.br/Publicacoes/Artigos/Artigos%202003/utiliza%C3%A7%C3%A3o%20de%20%C3%81guas%20xv%20simp%C3%B3sio%20brasileiro%20de%20rec%20hid%20-20desafio%20%C3%A0%20gest%C3%A3o%20da%20%C3%A1gua%20no%20limiar%20do%20s%C3%A9culo%20XXI.pdf>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Pesq. Agropec. Trop.*, v. 37, n. 1, p. 1-9, 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/1839>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

ANANDHA VARUM, R.; KALPANA, S. Performance analysis of nutrient removal in pond water using water hyacinth and azolla with papaya stem. *IRJET*, vol. 2, 1 ed., p. 444-448, 2015. Disponível em: <<http://www.publishresearch.com/publication/727>>. Acesso em 17 mar. 2017.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: American Public Health Association, 2012. 1360p.

ASSUMPCÃO, J. G. *et al.* Desempenho do leite cultivado de uma estação de tratamento de efluentes gerado em uma instituição de ensino após período de inatividade. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 3., p. 165-178, 2011. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/499>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

BARBOSA, V. *A última gota*. São Paulo: Planeta, 2014. 247 p.

BASSOI, L.; MENEGON JÚNIOR, N. Controle ambiental da água. In: PHILIPPI JÚNIOR, A. (Coord.). *Curso de gestão ambiental*. 2 ed. atual. e ampl. Barueri, SP: Manole, 2014. 1245 p.

BORGES, K. P. *et al.* Tratamento de águas contaminadas com microrganismos por leitos cultivados. *Revista Arquivos do Instituto Biológico*, v. 70, n. 3, p. 799-802, 2003. Disponível em: <<http://www.midiaambiente.org.br/site/default.asp?link=artigos&acao=detalhes&id=9>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

BRAGA, B. *et al.* *Introdução à Engenharia Ambiental: O Desafio do Desenvolvimento Sustentável*. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 336 p.

BRAGA, G. N. M. *As funções do nitrogênio para as plantas*. Na sala com Gismonti: assuntos sobre agronomia. 2010. Disponível em: <<http://agronomiacomgismonti.blogspot.com.br/2010/04/as-funcoes-do-nitrogenio-para-as.html>>. Acesso em: 15 mar. 2015.

BRASIL. *Resolução CONAMA nº 430/2011*. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

_____. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS*. Brasília: Funasa, 2014. 112 p. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: 30 jul. 2016.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.*, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/230563377_Do_Macrophytes_Play_a_Role_in_Constructed_Treatment_Wetlands>. Acesso em: 19 jun. 2016.

CAMPOS, J. M.; FILHO, J. T.; BAMPÁ, T. T. B. *Taxas de evapotranspiração e concentrações de oxigênio dissolvido e pH em leitos cultivados com aguapé*. XLIII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola - CONBEA, Campo Grande, MS, 2014. Disponível em: <<http://www.sbea.org.br/conbea/2014/anais/R0283-2.pdf>>. Acesso em: 12 mar. 2017.

CATALDO, D. A. *et al.* Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.6, p.71-80, 1975.

CECA. *NT-202.R-10 – Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos*. Estabelece critérios e padrões para o lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras - SLAP. Disponível em: <<http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mde0/~edisp/inea0014058.pdf>>. Acesso em: 15 dez. 2015.

CENTER, T. D. *et al.* *Waterhyacinth*. In: Van Driesche, R., *et al.* (Coord.). Biological control of invasive plants in the Eastern United States. USDA Forest Service Publication FHTET, 2002. 413 p. Disponível em: <<https://www.invasive.org/weedcd/pdfs/biocontrol.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

CHOU, S.; CHUNG, J.; HWANG, D. A high performance liquid chromatography method for determining nitrate and nitrite levels in vegetables. *Journal of Food and Drug Analysis*, v. 11, n. 3, p. 233–238, 2003.

COSTA, J. M. *et al.* Tratamento de efluente de suinocultura com as macrófitas aquáticas *Pistia stratiotes* e *Salvinia* sp. *ANISUS*, p. 01-07, 2010.

COSTA, L. L. *et al.* Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, UEPB, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

DANTAS, F. A. *et al.* Uma análise da situação do saneamento no Brasil. *FACEF Pesquisa: Desenvolvimento e Gestão*, v. 15, n. 3, p. 272-284, 2012. Disponível em: <<http://periodicos.unifacef.com.br/index.php/facefpesquisa/article/viewFile/549/513>>. Acesso em: 18 abr. 2016.

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

_____. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

_____.; MENEZES, C. F. S. Papel da água e da limnologia na sociedade moderna. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

_____.; AMADO, A. M. Nitrogênio. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

FELKER, P. Microdetermination of nitrogen in seed protein extracts. *Anal. Chem.*, v. 49, p. 1980, 1977.

FERNANDES, M. S. N-carriers, light and temperature influences on uptake and assimilation of nitrogen by rice. *Turrialba*, v. 34, p. 9-18, 1984.

FERREIRA, D. F. *Manual do sistema Sisvar para análises estatísticas*. Universidade Federal de Lavras – Departamento de Ciências Exatas. Lavras, 2000. 66 p.

FONKOU, T. *et al.* Potentials of water lettuce (*Pistia stratiotes*) in domestic sewage treatment with macrophytic lagoon systems in Cameroon. *Proceedings of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management*, Tunis (EPCOWM'2002), p.709-714, 2002. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/267549193_Potentials_of_water_lettuce_Pistia_stratiotes_in_domestic_sewage_treatment_with_macrophytic_lagoon_systems_in_Cameroon>. Acesso em: 22 jul. 2016.

FRANÇA, J. B. A. *et al.* Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. *Irriga*, Botucatu, Edição Especial 01, p. 85-93, 2014, nota técnica. Disponível em: <<http://irriga.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/1684>>. Acesso em 10 jan. 2016.

GENTELINI, A. L. *et al.* Produção de biomassa das macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (aguapé) e *Egeria densa* (egeria) em sistema de tratamento de efluente de piscicultura orgânica. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 29, n. 2, p. 441-448, 2008. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/viewFile/2833/2408>>. Acesso em: 18 mar. 2017.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *R. Bras. Zootec.*, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982008000200002>. Acesso em 15 mai. 2016.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. *The water-culture method for growing plants without soil*. Berkeley, US.: California Agricultural Experiment Station, 1950. 347 p.

HUSSAR, G. J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. Campinas, 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000232435>>. Acesso em: 22 mai. 2015.

_____, G. J. *et al.* Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. *Engenharia Ambiental*, v. 1, n. 1., p. 25-34, 2004. Disponível em: <<http://www.unipinhal.edu.br/ojs/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=27&article=9&mode=pdf>>. Acesso em: 25 mai. 2015.

IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2008*. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 25 mai. 2015.

JAFARI, N. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). *J. Appl. Sci. Environ. Manage.*, vol. 14, n.2, p. 43-49, 2010. Disponível em: <<http://www.bioline.org.br/pdf?ja10025>>. Acesso em 17 mar. 2017.

JONAS, T. C.; HUSSAR, G. J. Utilização do aguapé no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Engenharia Ambiental*, v. 7, n. 4, p. 20-32, 2010. Disponível em: <<http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=559&layout=abstract>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

JORGE, C. M. B. P. Tratamento das águas residuais dos dejetos de suínos com aguapé, um estudo de caso no *Campus Nilo Peçanha-Pinheiral – RJ. IX Congresso Nacional de Excelência em Gestão*, 2013. Disponível em: <<http://bichosonline.vet.br/wp-content/uploads/2015/11/tratamento-dejetos-suinos.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2017.

LEITÃO JÚNIOR, A. M. L. *et al.* 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*, v. 8, n. 23, Edição Especial, p. 8-19, 2007. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/15659>>. Acesso em: 22 jul. 2016.

LEMES, J. L. V. B. *et al.* Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural. *Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.*, v. 6, n. 2, p. 169-179, 2008. Disponível em: <<http://www2.pucpr.br/reol/pb/index.php/academica?dd1=2392&dd99=view&dd98=pb>>. Acesso em: 10 mai. 2016.

LOPES, A. *Respostas de herbáceas aquáticas amazônicas ao petróleo cru de Urucu (Coari-AM)*. Manaus, 2007. 129 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais na área de concentração em Ecologia) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007. Disponível em: <<http://bdtd.inpa.gov.br/handle/tede/2001>>. Acesso em: 13 mar. 2017.

MAHARJAN, R. B. S.; MING, C. L. The potential role of water hyacinth in wastewater treatment in Nepal. In: LYE, L. H., *et al.* (Coord.). *Sustainability Matters: (In 2 Volumes) Volume 1: Asia's Green Challenges; Volume 2: Asia's Energy Concerns, Green Policies and Environmental Advocacy*. World Scientific, 2014. 1.108 p.

MANSOR, M. T. C. *Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias*. 1998. Campinas, 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1998. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000133319>>. Acesso em: 12 mai. 2015.

MILLER JUNIOR, G. T. *Ciência Ambiental*. Tradução de: All Tasks. 11. ed. São Paulo: Thomson Learning, 2008. 568p.

MITCHELL, H. T. Microdetermination of nitrogen in plant tissues. *J. Ass. Off. Agric.*, v. 55, p. 1-3, 1972.

MOYO, P.; CHAPUNGU, L.; MUDZENGI, B. Effectiveness of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in remediating polluted water: The case of Shagashe river in Masvingo, Zimbabwe. *Adv. Appl. Sci. Res.*, vol. 4, n. 4, p. 55-62, 2013. Disponível em: <<http://www.imedpub.com/articles/effectiveness-of-water-hyacinth-eichhornia-crassipes-in-remediating-pollutedwater-the-case-of-shagashe-river-in-masvingo-zimbabwe.pdf>>. Acesso em: 10 jul. 2016.

MUSTAFA, A. Constructed wetland for wastewater treatment and reuse: a case study of developing country. *International Journal of Environmental Science and Development*, vol. 4, n. 1, p. 20-24, 2013. Disponível: <<http://www.ijesd.org/papers/296-CD0098.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

NAVA, L.; LIMA, C. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto por zona de raízes (etezr) instalada no horto florestal de Caçador – SC. *Ignis*, v.1, n.1, p. 17-33, 2012. Disponível em: <<http://periodicosuniarp.com.br/ignis/article/view/21/44>>. Acesso em: 26 mai. 2015.

OLIVEIRA, L. E. M. *Temas em fisiologia vegetal*. Setor Fisiologia Vegetal do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Lavras, 2015. Disponível em: <<http://www.ledson.ufla.br/>>. Acesso em: 18 set. 2016.

OTTERSTETTER, H. 1985. 107 f. *Contribuição ao conhecimento da utilização de plantas aquáticas na remoção de nutrientes minerais e metais pesados de corpos hídricos*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1985.

PORTAL VR. *Peculiaridades da cidade*. Disponível em: <<http://www.portalvr.com/2012-12-20-11-24-20/caracteristica>>. Acesso em: 06 jun. 2016.

PÔRTO, L. C. *O absurdo da nova legislação federal de poluição das águas*. Silva Porto – Consultoria Ambiental. Disponível em: <<http://www.silvaporito.com.br/blog/?p=1442>>. Acesso em 10 jan. 2016.

POTT, V. J.; POTT, A. *Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água*. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2002. 25 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/556127/potencial-do-uso-de-plantas-aquaticas-na-despoluicao-da-agua>>. Acesso em: 20 mar. 2016.

PROBIO. *Sub-projeto – Fragmentação natural e artificial de rios: Comparação entre os lagos do médio Rio Doce (MG) e as represas do médio e baixo Tietê (SP)*. Disponível em: <<http://www.ufscar.br/~probio/index.html>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

REIDEL, A. *et al.* Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, Suplemento, p. 181-185, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/181.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2017.

REIS, A. P. *Tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes espécies de macrofitas no tratamento de esgoto*. Brasília, 2016. 79 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2016. Disponível em: <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/20932/1/2016_AnaPaulaReis.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2017.

REIS, J. A. T.; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.14, n.3, p. 353-362, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v14n3/v14n3a09.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2016.

RIBAS, T. B. C. *Estação compacta de tratamento de efluentes domésticos por leito cultivado: uma proposta de saneamento básico para pequenas comunidades*. Prefeitura Municipal de Jacareí/Secretaria de Meio Ambiente, Jacareí, 2007. 29p. (Projeto)

RIBEIRO, A. L. V. *Tratamento de esgotos com o uso de sistemas de leitos cultivados*. Paracambi, 2008. 75 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Gestão Ambiental) – Instituto Superior de Tecnologia de Paracambi, Paracambi, RJ, 2008.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. *Introdução à Química Ambiental*. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154p.

ROCHA, J. G. *et al.* Cinética de absorção de nitrogênio e acúmulo de frações solúveis nitrogenadas e açúcares em girassol. *Pesq. Agropec. Trop.*, v. 44, n. 4, p. 381-390, 2014.

ROMITELLI, M. S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. *DAE*, n.133, p. 66-88, 1983. Disponível em: <<http://revistadae.com.br/site/artigo/1137-Remocao-de-fosforo-em-efluentes-secundarios-com-emprego-de-macrofitas-aquaticas-do-genero-Eichhornia>>. Acesso em: 10 dez. 2017.

SACCON, S. *Uso de leitos cultivados com macrófitas no estudo da eficiência do tratamento de águas cinza*. Foz do Iguaçu, 2009. 82 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - União Dinâmica de Faculdade Cataratas, Faculdade Dinâmica das Cataratas, Foz do Iguaçu, PR, 2009. Disponível em: <<http://www.udc.edu.br/monografia/monoamb52.pdf>>. Acesso em 05 jan. 2016.

SALATTI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, v.65, n.1/2, p. 113-116, 2003. Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf>. Acesso em: 19 mai. 2015.

SOUZA, J. S. I.; PEIXOTO, A. M.; TOLEDO, F. F. *Enciclopédia Agrícola Brasileira*, v. 1. São Paulo: EdUSP, 1995. 508 p.

SOUZA, S. R.; FERNANDES, M. S. *Nutrição mineral de plantas*. SBCS, Viçosa, 2006. 432 p.

SPÓSITO, T. H. N. *Parâmetros físico-químicos do efluente de ETE do distrito urbano de Montalvão/SP manejado com aguapé*. Presidente Prudente, 2013. f. Dissertação (Mestrado em Agronomia na área de concentração em Produção Vegetal) – Universidade do Oeste Paulista, Presidente Prudente, 2013. Disponível em: <<http://bdtd.unoeste.br:8080/jspui/bitstream/tede/586/1/Thadeu%20Henrique%20Novais%20Sposito.pdf>>. Acesso em: 15 jul. 2016.

TEDESCO, M. J. *et al. Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2 ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.

THOMAZ, S. M.; ESTEVES, F. A. Comunidade de macrófitas aquáticas. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

TOBIAS, A. C. T. *Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados*. Campinas, 2002. 146 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002. Disponível em: <<http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/257294/1/Tobias,A.C.T.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2017.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. Campinas, 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000175923>>. Acesso em: 10 mai. 2015.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (constructed wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. Campinas, 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo – Desenvolvimento Tecnológico e Impacto sobre os Recursos Naturais) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000318356>>. Acesso em: 10 mai. 2015.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v. 12, 1999. Disponível em: <http://eebweb.arizona.edu/courses/Ecol206/Verhoeven_Mueleman_wetlands.pdf>. Acesso em: 16 mai. 2015.

VILLALOBOS, R. M. *et al.* Constructed wetlands for domestic wastewater treatment in a Mediterranean climate region in Chile. *Electronic Journal of Biotechnology*, v. 16, 2013. Disponível em: <<http://www.scielo.cl/pdf/ejb/v16n4/a05.pdf>>. Acesso em: 30 mai. 2015.

VOZ DAS ÁGUAS. ETE Ponte dos Leites em Araruama: primeira estação de tratamento de esgoto com sistema wetland. *Jornal do Comitê da Bacia Hidrográfica Lagos São João (CBHLSJ)*. Disponível em: <<http://www.vozdasaguas.com/2011/08/ete-ponte-dos-leites-em-araruama/>>. Acesso em: 26 jun. 2016.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Tradução de: Maria José Boavida. 2.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 915p.

YEMM, E. W.; COCKING, E. C. The determination of amino-acid with ninhydrin. *Analytical Biochemistry*, v. 80, p.209-213, 1955.