

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE DE**  
**ECOSSISTEMAS COSTEIROS E MARINHOS**  
**MESTRADO EM ECOLOGIA**

**ALEXANDRE ALMEIDA DA COSTA LUCAS**

**ABSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E FOSFATO EM EFLUENTE**  
**AQUOSO EM SISTEMA ESTÁTICO UTILIZANDO *Eichhornia crassipes***  
**(AGUAPÉ)**

**SANTOS/SP**

**2017**

**ALEXANDRE ALMEIDA DA COSTA LUCAS**

**ABSORÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL E FOSFATO EM EFLUENTE  
AQUOSO EM SISTEMA ESTÁTICO UTILIZANDO *Eichhornia crassipes*  
(AGUAPÉ)**

Dissertação apresentada à  
Universidade Santa Cecília como parte  
dos requisitos para obtenção do título  
de mestre no Programa de Pós-  
Graduação em Sustentabilidade de  
Ecossistemas Costeiros e Marinhos  
sob orientação do Prof. Dr. Silvio José  
Valadão Vicente e Prof. Dr. João  
Marcos Miragaia Schmiegelow.

**SANTOS/SP**

**2017**

Autorizo a reprodução parcial ou total deste trabalho, por qualquer que seja o processo, exclusivamente para fins acadêmicos e científicos.

581.92 L966a

Lucas, Alexandre Almeida da Costa.  
Absorção de Nitrogênio Amônia e Fosfato de Efluente Aquoso em Sistema Estático Utilizando *Eichhornia crassipes* (aguapé).  
/ Alexandre Almeida da Costa Lucas.  
-- 2017.  
N. fls.73.

Orientadores: Prof. Dr. Silvio José Valadão Vicente e Prof. Dr. João Marcos Miragaia Schmiegelow.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Santa Cecília, Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade de Ecossistemas Costeiros e Marinhos, Santos, SP, 2017.

1.Taxa de absorção. 2. Macrófitas. 3. Tratamento de água. 4. Absorção de nutrientes. I. Vicente, Silvio José Valadão. II. Schmiegelow, João Marcos Miragaia. III. / Alexandre Almeida da Costa Lucas.  
-- 2017.

Elaborada pelo SiBi – Sistema Integrado de Bibliotecas – Unisanta

*Dedico este trabalho a todos que se dedicam a pesquisa e à docência.*

## **AGRADECIMENTOS**

A Prof. Dra. Ursulla Pereira Souza por estar à frente da coordenação deste mestrado e contribuir com valiosas considerações durante suas aulas de pesquisa e dissertação e heurísticas ensinadas durante as saídas de campo realizadas ao longo do curso.

Agradeço ao Prof. Dr. Caio Akira Miyai por demonstrar discernimento, responsabilidade, humildade e profissionalismo na avaliação desta dissertação de mestrado.

Ao Prof. Dr. Fábio Giordano que esteve presente desde o primeiro dia até a banca final, aprimorando constantemente a elaboração desta dissertação.

Ao orientador Prof. Dr. Silvio José Valadão Vicente, por guiar esta dissertação, mantendo o exercício da docência sempre dinâmico e contribuindo para o avanço da pesquisa científica.

Ao co-orientador Prof. Dr. João Marcos Miragaia Schmiegelow por nortear a condução dos experimentos com a aplicação de amplos conhecimentos em Ciências Naturais e Biológicas.

À Prof<sup>a</sup>. M.Sc. Zélia Rodrigues de Mello e ao Prof. M.Sc. Paulo de Salles Penteado Sampaio, por identificar a macrófita aquática flutuante estudada.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES, provedora de bolsa de estudos de mestrado.

Ao Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia Herbário Virtual da Flora e dos Fungos que conta com suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

À Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Mara Angelina Galvão Magenta pela contribuição bibliográfica e explicações técnicas sobre a macrófita utilizada denominada

aguapé.

À responsável pelos laboratórios químicos, a todos os funcionários e professores da Universidade Santa Cecília.

À tradutora Profa. Dra. Rita Elena Melian Zamora, pesquisadora da UNICAMP, e docente da PUC-Campinas, por sua pessoa, e toda competência agregada ao esclarecer e elucidar os termos estrangeiros encontrados nesta pesquisa de mestrado.

À fé, concedida a mim por Deus, em primeiro lugar.

*“Não foi dado outro nome sob o Céu, exceto o nome de Jesus, pelo qual devamos ser salvos”, São Luís-Maria Grignon de Montfort (Tradução: Antônio Carlos Santini; Elaboração: Rinaldo de Moura Faria).*

*”Não há, debaixo do Céu, outro nome dado aos homens pelo qual devamos ser salvos” (At 4,12).*

## RESUMO

Atualmente a utilização de técnicas alternativas para o tratamento de água contendo nutrientes tem se mostrado altamente promissora e econômica. Este estudo avaliou a taxa de absorção e eficiência do aguapé *Eichhornia crassipes* na remoção dos macronutrientes nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) e fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) considerando os fatores que influenciaram a absorção que são o tempo necessário para que haja a remoção de nutrientes, taxa de massa de nutrientes removida ao dia, concentração dos nutrientes, temperatura e luminosidade ambiente, razão entre massa removida e massa total, em processo estático. Após medições que duraram entre uma e cinco semanas, verificou-se que esta espécie vegetal apresenta ótimo desempenho na remoção dos nutrientes avaliados (100% do  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  e mais de 80% do  $\text{PO}_4^{3-}$ ), que a temperatura afeta a eficiência e a taxa de remoção para os dois íons, que a luminosidade não afeta a quantidade total do nitrogênio amoniacal removido mas reduz a quantidade absorvida por unidade de tempo e que a luminosidade afeta tanto a quantidade quanto o tempo necessário para remoção do fosfato. Após os testes, concluiu-se que o uso desta espécie vegetal se mostrou viável para tratamento da água doce contendo baixos teores dos nutrientes avaliados. Também se concluiu que a proporção utilizada de 1000 gramas de aguapé para cada volume de efluente contendo 50 litros de água, produz resultados satisfatórios.

**Palavras Chave:** Taxa de remoção. Macrófitas. Tratamento de água. Absorção de nutrientes.

## ABSTRACT

Nowadays the use of alternative techniques for the treatment of water containing nutrients has shown to be highly promising and cost-effective. This study assessed the absorption rate and efficiency of *Eichhornia crassipes* water hyacinth in removing the macronutrients ammoniacal nitrogen ( $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ ) and phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). We took into consideration the factors that influenced the absorption, namely the time required for nutrient removal, nutrient mass removal rate per day, nutrient concentration, room temperature and luminosity, and the ratio between the mass removed and the total mass in a static process. After the tests, that took from one to five weeks, it was verified that this plant species showed excellent results in removing nutrients (100% of  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  and above 80% of  $\text{PO}_4^{3-}$ ); it was proven that temperature affects the efficiency and the removal rate for both ions; it was also proven that luminosity does not affect the total amount of ammoniacal nitrogen removed but that it reduces the amount absorbed per time unit, and also that luminosity affects both the amount and time required for phosphate removal. After the tests, it was concluded that the use of this plant species is viable for the treatment of fresh water containing low levels of the studied nutrients. It was also concluded that the proportion of 1000 grams of water hyacinth used for each volume of effluent containing 50 liters of water yields satisfactory results.

**Keywords:** Removal rate. Macrophytes. Water treatment. Nutrient absorption.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Iceberg exibindo flutuabilidade na água marinha.....	16
FIGURA 2: Estrutura da água nos estados líquido e sólido.....	17
FIGURA 3: Mineral composto por fósforo e alumínio.....	20
FIGURA 4: Brejo eutrofizado.....	22
FIGURA 5: Tratamento por áreas úmidas construídas.....	26
FIGURA 6: Absorção de $\text{NH}_4^+$ (amônio) e $\text{NO}_3^-$ (nitrato) pelas plantas.....	28
FIGURA 7: <i>E. crassipes</i> flutuante com raízes submersas.....	32
FIGURA 8: Localização da Lagoa da Saudade em Santos/SP.....	36
FIGURA 9: Recipiente utilizado nos ensaios e seus acessórios.....	38
FIGURA 10: Proteção anti-insetos aplicada nos recipientes.....	38
FIGURA 11: Luminosidade controlada nos recipientes.....	39
FIGURA 12: Curva-padrão para o íon fosfato em 420 nm.....	42
FIGURA 13: Resultados para $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ dos testes com macrófitas e sem macrófitas.....	43
FIGURA 14: Resultados para $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ dos testes com macrófitas e sem macrófitas.....	44
FIGURA 15: Resultados para $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ dos experimentos de remoção de nutriente por macrófitas do tanque com macrófitas, duplicata com macrófitas e tanque controle sem macrófitas.....	46
FIGURA 16: Resultados para $\text{PO}_4^{3-}$ dos experimentos de remoção de nutriente pelo aguapé <i>E. crassipes</i> em tanque com macrófitas, duplicata com macrófitas e tanque controle sem macrófitas.....	47
FIGURA 17: Resultados da influência exercida pela temperatura durante a absorção dos nutrientes por macrófitas para $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ . A linha em cor preta representa o tanque sem macrófitas (controle), o tanque contendo macrófitas está em cor vermelha e a duplicata com macrófitas está em cor azul.....	49
FIGURA 18: Resultados da influência exercida pela temperatura durante a absorção dos nutrientes por macrófitas para $\text{PO}_4^{3-}$ . A linha em cor preta representa o tanque sem macrófitas (controle), o tanque contendo macrófitas está em cor vermelha e a duplicata com macrófitas está em cor azul.....	50

FIGURA 19: Resultados para $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ dos efeitos da luminosidade controlada nos ensaios.....	52
FIGURA 20: Resultados para $\text{PO}_4^{3-}$ dos efeitos da luminosidade controlada nos ensaios.....	53

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Tecnologias de remoção de fosfato em água.....	25
TABELA 2: Variação da temperatura no teste experimental de viabilidade.	45
TABELA 3: Variação e influência da temperatura nos experimentos.....	48
TABELA 4: Variação e influência da temperatura nos experimentos.....	51
TABELA 5: Resultados obtidos ao longo do período de estudos.....	73

## SUMÁRIO

<b>1. REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>14</b>
1.1 Água: importância para o planeta Terra.....	14
1.2 Características da água.....	15
1.3 Disponibilidade e degradação dos recursos hídricos.....	17
1.4 Nitrogênio e fósforo .....	19
1.5 Impactos da contaminação por amônio e fosfato .....	21
1.6 Absorção de nitrogênio e fósforo de efluente aquoso.....	24
1.7 Vias de absorção dos nutrientes em estudo pelas macrófitas....	27
1.8 Características do aguapé <i>Eichhornia crassipes</i> .....	31
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>35</b>
2.1 Objetivo geral.....	35
2.2 Objetivos específicos.....	35
<b>3. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>36</b>
3.1 Seleção, coleta, classificação e preparação das plantas.....	36
3.2 Preparação dos efluentes.....	37
3.3 Projeto dos tanques.....	37
3.4 Preparação dos tanques para os testes.....	39
3.5 Metodologia Experimental.....	40
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>42</b>
4.1 Curva-padrão para o ânion fosfato.....	42
4.2 Teste experimental de viabilidade dos ensaios.....	42
4.3 Experimentos de remoção de N e P por macrófitas.....	45
4.4 Influência exercida pela temperatura na absorção dos nutrientes	48
4.5 Efeitos da luminosidade controlada nos ensaios.....	51
<b>5. DISCUSSÃO.....</b>	<b>55</b>
<b>6. CONCLUSÕES.....</b>	<b>61</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>62</b>
<b>ANEXO I.....</b>	<b>73</b>

## 1. REVISÃO DA LITERATURA

### 1.1 Água: importância para o planeta Terra

A água é o recurso natural mais importante do planeta Terra, sendo que a mesma tem participação fundamental nos ciclos hidrológicos, biológicos e ecológicos. Já foi estabelecido que toda a biodiversidade do planeta é derivada de vida extremamente simples que foi originada no meio aquoso. O homem utiliza a água para a obtenção de energia, navegação, produção de alimentos, desenvolvimento industrial e agrícola, mas sua maior relevância reside no fato de que todos os seus processos bioquímicos ocorrem com participação direta ou indireta desta substância (TUNDISI, 2003).

Conforme Shiklomanov (1993), o planeta Terra possui aproximadamente  $1,39 \times 10^9 \text{ km}^3$  de água sendo que 96,5% da mesma ( $1,34 \times 10^9 \text{ km}^3$ ) é água salgada distribuída nos mares e oceanos, em uma área superficial de  $3,61 \times 10^8 \text{ km}^2$ . O alto teor de sais dissolvidos nesta parcela inviabiliza sua utilização direta para consumo doméstico e irrigação. Os 3,5% restantes (que equivalem a aproximadamente  $5,00 \times 10^7 \text{ km}^3$ ) representam o total de água doce que são divididos de forma praticamente equitativa entre glaciares e neves permanentes (1,74%) e águas subterrâneas e superficiais (1,76%). Uma vez que os rios e lagos de água doce que são as principais fontes para o consumo humano contêm cerca de  $9,00 \times 10^4 \text{ km}^3$  de água, pode ser verificado que apenas 0,37% das águas existentes estão disponíveis para utilização pelos seres humanos. Segundo Oki e Kanae (2006), a estimativa do fluxo de água doce que é transferida dos continentes (através dos rios) para os mares e oceanos é de aproximadamente  $4,55 \times 10^4 \text{ km}^3$  por ano. A retirada de água doce para uso pelos seres humanos é de aproximadamente  $3,80 \times 10^3 \text{ km}^3$  por ano, o que equivale a um pouco menos de 10% do total em trânsito para os oceanos.

O ciclo hidrológico considera as vias utilizadas pela água em todos os seus estados físicos (sólido, líquido e gasoso) de modo que haja um fluxo contínuo e renovável desta substância entre a terra, os corpos de água e a atmosfera. Os principais processos envolvidos neste ciclo são a evaporação, a precipitação, a transpiração das plantas, a percolação (ou infiltração) e a

drenagem (TUNDISI e TUNDISI, 2010).

Vargas (1999) defende que graças ao ciclo hidrológico que é impulsionado por fatores como a energia solar (afeta a evaporação), a força dos ventos (transporta o vapor de água) e a força da gravidade (responsável pelos fenômenos de precipitação e infiltração no solo), a água salgada pode se transformar em água doce e as águas poluídas podem ser naturalmente purificadas, suprindo as populações deste líquido.

Segundo Yassuda (1993), a água também pode ser utilizada em atividades de recreação em praias, lagoas, rios e piscinas. Estas atividades valorizam o bem-estar e a qualidade de vida humana, permitindo a prática de esportes aquáticos e incentivando o turismo em cidades banhadas por cursos de água salubres e piscosos. Entretanto, efeitos indesejados podem ser observados pelo contato homem-água em função de inundações periódicas e pela transmissão de doenças de veiculação hídrica ou pelo desenvolvimento de vetores como os mosquitos.

## **1.2 Características da água**

De acordo com Buckingham et al. (2011), a água vem sendo estudada desde os primórdios da ciência e da filosofia natural. Conforme estes autores, Tales de Mileto que viveu por volta de VII a.C. já considerava a água como fonte de sobrevivência e indispensável para manutenção de todas as formas de vida do nosso planeta.

De acordo com Stillinger (1980), a água possui algumas propriedades físico-químicas incomuns. Dentre elas podem ser destacadas densidade máxima no estado líquido a 3,98 °C, reduzida compressibilidade, alta constante dielétrica e alta tensão superficial que é essencial para a formação das células e, conseqüentemente, para a vida. Embora algumas destas propriedades sejam compartilhadas por outros solventes, a água é a única que consegue reunir tal quantidade de características ímpares.

Além das propriedades já citadas, a água também possui um elevado calor específico (1,0 cal/g.K), o que a torna um meio ideal para o desenvolvimento dos organismos vivos. Em função deste alto calor específico, a absorção de uma grande quantidade de calor acaba provocando um pequeno

aumento na sua temperatura, o que a torna apropriada para conservar as condições vitais para os organismos vivos (CONN e STUMPF, 1980).

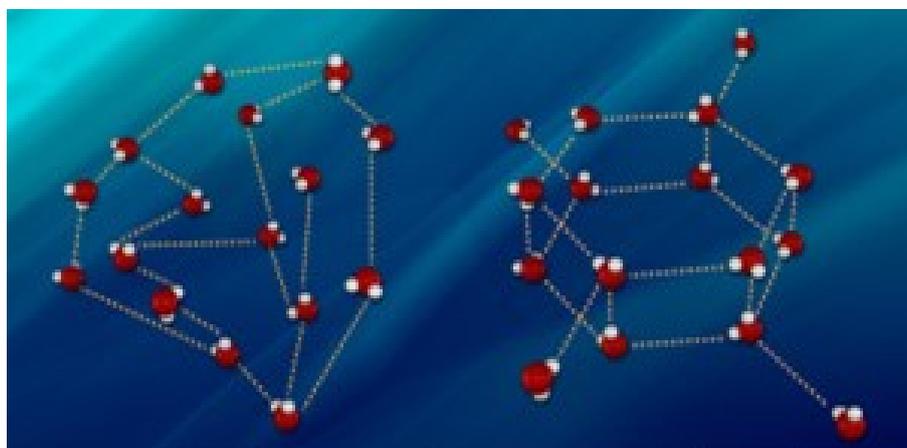
Uma das propriedades de grande importância biológica é o fato da água possuir densidade máxima a 3,98 °C, o que resulta no gelo ter densidade inferior à água líquida. Caso o gelo fosse mais denso, o mesmo afundaria ao ser produzido e os corpos de água congelariam de baixo para cima. Tal situação tornaria impossível a utilização de massas de água como habitat para seres vivos. Contudo, as propriedades deste composto estabelecem que a água mais quente se desloque para o fundo e o gelo flutue (Figura 1), possibilitando que futuros aumentos da temperatura ambiente possam facilmente fundi-lo (CONN e STUMPF, 1980).



**Figura 1: Iceberg exibindo flutuabilidade na água marinha (NASA, 2016).**

Stillinger (1980) explica que a água é formada por um arranjo molecular não linear no qual dois átomos de hidrogênio são unidos a um átomo de oxigênio através de ligações covalentes. Estas ligações são bastante fortes, o que justifica a estabilidade química desta substância. As moléculas de água possuem um polo positivo (no lado dos hidrogênios) e outro negativo (no lado do oxigênio), em distribuição assimétrica de cargas causada pela diferença de eletronegatividade entre estes dois tipos de átomos. Como conseqüência, o lado negativo de uma molécula atrai o lado positivo de outra (Figura 2), em fenômeno designado ponte de hidrogênio. Estas ligações são mais fracas que as ligações covalentes (aproximadamente 4,5 a 5,0 kcal/mol), que são mais

fortes que as interações de Van der Waals cuja energia é da ordem de 0,3 kcal/mol.



**Água líquida**

**Água sólida**

Figura 2: Estrutura da água nos estados líquido e sólido (Digichem, 2014).

### 1.3 Disponibilidade e degradação dos recursos hídricos

Desde o século XX, estudos têm constantemente avaliado a importância da água para o nosso planeta. Embora seja comum que a Terra seja denominada Planeta Água, alertas sobre os riscos de escassez deste recurso são cada vez mais frequentes (OKI e KANAE, 2006). Segundo Gleick (2002), em uma era na qual se vive a revolução do conhecimento com enormes avanços tecnológicos, milhões de pessoas morrem pela escassez ou por doenças relacionadas à água que poderiam ser evitadas. Apesar dos investimentos massivos, bilhões de pessoas vivem em situações sanitárias semelhantes aos padrões utilizados na Roma antiga. Este último autor sugere dois caminhos possíveis para solucionar esta questão: o desenvolvimento de infraestrutura voltada para localizar, captar, tratar e distribuir novas fontes de águas ou a procura por melhores tecnologias de modo a aumentar a produtividade geral, reduzindo o consumo desnecessário e implementando o reuso da água sempre que possível.

Os aspectos fundamentais do equilíbrio hídrico são quantidade e qualidade, sendo que estes são afetados principalmente pelo consumo desnecessário de energia e aumento acelerado da densidade populacional

(MORAES e JORDÃO, 2002). Resultado da conjunção destes e outros fatores é a desestabilização das condições ecológicas, o que contribui com a degradação dos recursos hídricos. Os impactos são alarmantes na medida em que atingem a capacidade de depuração da natureza. Segundo Lacy et al. (2010), há um conjunto de forças resultantes que geram pressão constante sobre o meio ambiente quando se considera que toda fonte que satisfaz a necessidade de sobrevivência humana está inserida na natureza.

De acordo com Moraes e Jordão (2002), uma solução ideal para amenizar a sobrecarga ambiental tem como premissa propiciar a harmonia entre o desenvolvimento humano e as múltiplas capacidades ecológicas de regeneração e adaptação. O consumo de insumos naturais hídricos precisa estar em ritmo compatível com a cadência necessária para que estes recursos sejam renovados pelo sistema ecológico. De forma semelhante, geração e descarte de produtos residuais devem ser realizados de maneira a haver tempo para que os resíduos sejam integrados ao ciclo dos elementos químicos.

Uma questão tão relevante quanto a quantidade disponível da água é a sua qualidade. Qualitativamente, diversas são as perturbações de origem antrópica ocasionadas aos recursos hídricos. Como exemplo, a retirada de calor das usinas de força por meio de circulação de água eleva a temperatura da água, causando efeitos adversos à biota das águas receptoras (SPIRO e STIGLIANE, 2009).

Quantitativamente, as barragens estão relacionadas a alterações na taxa de evaporação dos cursos de água. A urbanização com carência de planejamento também interfere na dinâmica natural das águas. Diante deste panorama, o ciclo natural hidrológico sofre distúrbios que são potencializados com a descarga de nutrientes através de esgotos domiciliares e práticas inadequadas de agricultura (TUNDISI, 2003).

Segundo Akinbile e Yusoff (2011), a contribuição da aquicultura no suprimento de alimentos em todo mundo cresceu bastante nas últimas décadas, tendo atingido em 2004 uma produção de 59,4 milhões de toneladas. Apesar de haver grandes benefícios econômicos provenientes desta cultura, danos ambientais são gerados. A fim de evitá-los, é mandatório o uso de práticas que amenizem estes impactos negativos. Notar que além da alta demanda de água, esta atividade gera grandes volumes de matéria orgânica,

resíduos de ração e excreta animal que são descartados como efluentes.

Bertoncini (2008) afirma que a falta de tratamento de esgoto domiciliar e de efluentes originados na agroindústria somados ao desperdício de recursos hídricos contribuem para o quadro de escassez de água para consumo humano. A contaminação química de fosfato e nitrogênio amoniacal origina o fenômeno de eutrofização, cujos efeitos são prejudiciais à saúde humana e aos ecossistemas (TUNDISI, 2003).

## 1.4 Nitrogênio e fósforo

### a) Nitrogênio

O átomo de nitrogênio apresenta uma série de números de oxidação variando de mais cinco no nitrato até menos três na amônia (VYMAZAL, 2007). Logo, o nitrogênio tem a capacidade de participar de uma gama bastante ampla de moléculas. Algumas formas de nitrogênio retêm grande quantidade de energia, sendo ideal para combustíveis utilizados na indústria aeroespacial (CHRISTE, 2017).

Está muito bem estabelecido que o nitrogênio é o principal fator limitante na produção primária (SUNDARESHWAR et al., 2003), sendo amplamente estudado na botânica devido a sua importância no metabolismo dos vegetais (AZEVEDO et al., 2015; RABALAIS, 2002).

A amônia ou os sais de amônio podem estar presentes naturalmente em águas superficiais ou subterrâneas, sendo que usualmente sua concentração é bastante baixa devido a sua fácil absorção por partículas do solo, perdas por evaporação ou oxidação a nitrito e a nitrato. Por outro lado, o nitrato é um dos íons mais encontrados em águas naturais, geralmente ocorrendo em baixos teores nas águas superficiais, mas podendo atingir altas concentrações em águas profundas (ALABURDA e NISHIHARA, 1998).

Reações de oxidação e redução do nitrogênio são realizadas pelos organismos vivos através de diferentes rotas bioquímicas (BOTHE et al., 2006). Estas reações envolvem as conversões do nitrogênio da forma inorgânica para a forma orgânica ou vice-versa (WU et al., 2013), como por exemplo da deaminação de aminoácidos. Quando o nitrogênio está em sua forma orgânica,

sua disponibilidade metabólica é aumentada devido ao fato de fazer parte de moléculas com variadas características (BERNER e BERNER, 2012).

Mecanismos naturais de fixação do nitrogênio na forma de compostos nitrogenados incluem as reações realizadas por cianobactérias em ambientes aquáticos e marinhos além de espécies vegetais, como legumes e líquens, em ambientes terrestres. Estima-se que aproximadamente 25% da fixação do nitrogênio por plantas resulta do cultivo de legumes, cujas raízes contêm microrganismos que são excelentes fixadores de nitrogênio. Em condições normais, tanto as leguminosas quanto as bactérias do gênero *Rhizobium* são incapazes de fixar o nitrogênio, entretanto a simbiose confere tal capacidade (BERNER e BERNER, 2012).

## b) Fósforo

Segundo Maroneze et al. (2014), o fósforo está entre os elementos mais abundantes do planeta Terra, formando diferentes minerais (Figura 3). A disponibilidade de fósforo determina o crescimento de plantas e organismos em uma determinada região.

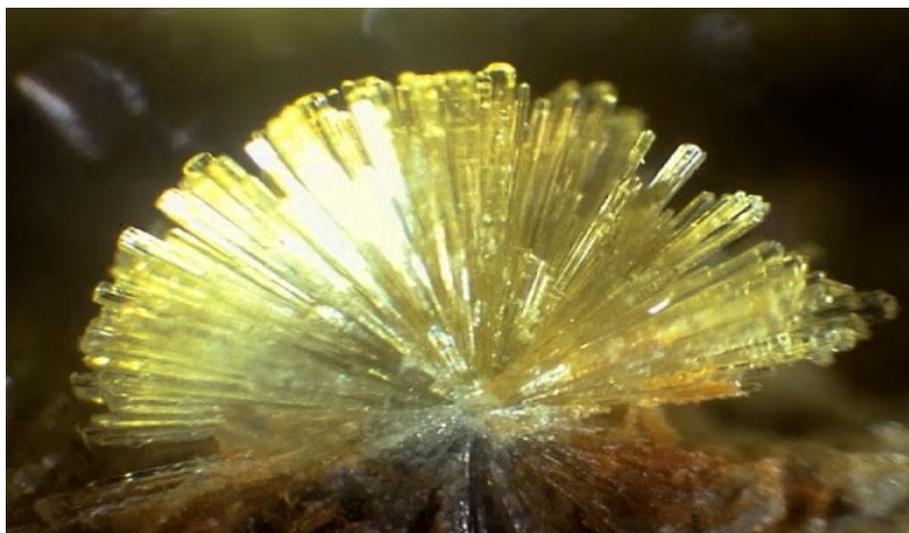


Figura 3: Mineral composto por fósforo e alumínio (WEBMINERAL, 2017).

O fósforo existe predominantemente na forma de íon fosfato, sofrendo modificações em seu estado de oxidação de +5 até -3. O ciclo do fósforo

envolve mudanças de formas solúveis para insolúveis e de fosfato orgânico para inorgânico (e vice-versa). Ao contrário do ciclo do carbono, nitrogênio e enxofre, não existem produtos naturais voláteis contendo fósforo para transferir este elemento a atmosfera. Portanto, o fósforo é encontrado exclusivamente no estado sólido e suas soluções (TORTORA et al., 2012).

As fontes naturais estão ligadas ao intemperismo de rochas fosfáticas (apatita detrítica, fluorapatita carbonática autigênica, rocha fosfatada carbonatítica etc.) enquanto que as fontes antrópicas advêm do uso indiscriminado de fertilizantes químicos (diidrogenofosfato de cálcio) ou de efluentes domésticos não tratados contendo polifosfatos (produtos de limpeza) e ortofosfato e/ou fosfatos condensados dos esgotos sanitários (MARINS et al., 2007).

### **1.5 Impactos da contaminação por amônio e fosfato**

Atividades humanas podem acelerar a taxa de entrada de nutrientes nos ecossistemas (KUTTY et al., 2009). De acordo com a Lei do Mínimo de Liebig sobre o conceito de nutriente limitante, quando a necessidade de um nutriente é suprida, este deixa de ser limitante e outro composto se torna o fator limitante (SUNDARESHWAR et al., 2003). Este conceito explica que é desnecessária a aplicação de nutrientes em excesso, pois ao atingir a saturação de absorção, a quantidade extra de nutrientes é transferida para o solo ou para o lençol freático, não implicando em um acréscimo na cultura, pois há outros fatores naturais que governam a produção, como por exemplo, período de chuvas e o próprio metabolismo vegetal.

Descargas de nitrogênio e fósforo em ambientes rurais e urbanos geram a necessidade de tratamento de efluentes aquosos (HALLIN et al., 2015). Os mecanismos de degradação devido à alta disponibilidade destes nutrientes alteram a condição do corpo de água de oligotrófico (ou mesotrófico) para eutrófico (ou hipereutrófico). A eutrofização (Figura 4) é um dos principais fatores responsáveis pela redução da qualidade das águas naturais (SIQUEIRA e OLIVEIRA-FILHO, 2006), podendo causar perdas de espécies componentes da biota e comprometimento das funções ecossistêmicas no ambiente degradado (SMITH et al., 1999).

O termo eutrofização (ευτροφισμού) vem do grego “eu” (bem) e “trophein” (nutrir). Refere-se à condição na qual as águas de um corpo receptor se tornam enriquecidas de determinados nutrientes, o que causa o desenvolvimento excessivo de espécies vegetais ou protistas com as consequências associadas a este acontecimento (ver a seguir). Entretanto, vários autores discordam desta definição, sendo que o assunto é controverso (DEPREZ et al., 1992).

A eutrofização pode ser natural ou artificial. No caso de origem natural, é uma ação lenta, da ordem de centenas de anos para ocorrer, conforme os sedimentos vão se acumulando no fundo dos corpos hídricos. Quando este processo é causado por origem antrópica (atividades humanas), a degradação é acelerada. Este quadro é chamado de eutrofização artificial ou eutrofização cultural (SMITH e SCHINDLER, 2009; CHISLOCK et al., 2013).



**Figura 4: Brejo eutrofizado (SCIENCENEWSFORSTUDENTS, 2017).**

De acordo com Ansari et al. (2014), as principais consequências da eutrofização são o aumento da biomassa de fitoplâncton e macrófitas com possível predominância de algas tóxicas para os consumidores do ecossistema eutrofizado, substituição de algumas das espécies da vegetação aquática, aumento do consumo de biomassa devido ao crescimento de algas bentônicas e epífitas, mortandade de peixes, diminuição da diversidade de espécies de pássaros aquáticos no

ecossistema, diminuição da transparência da água, aumento das condições anóxicas no ecossistema aquático e problemas relacionados a qualidade da água e seu valor estético (coloração esverdeada intensa). Além disso, altas taxas de fotossíntese podem esgotar o carbono inorgânico dissolvido e elevar o pH para níveis extremos (por alteração do sistema tampão carbonato/bicarbonato) o que pode afetar vários organismos alterando suas habilidades químico-sensoriais. Com a mortandade destes organismos, ocorre farta decomposição microbiana com liberação de compostos tóxicos como amônia/amônio, derivados do enxofre etc. Estes efeitos da eutrofização causam um esgotamento severo do oxigênio dissolvido criando uma zona anaeróbia na qual o oxigênio é insuficiente para a maioria dos organismos. Esta situação de anóxia acaba ameaçando a pesca comercial e as atividades turísticas em todo mundo (CHISLOCK et al., 2013).

Rabalais (2002) destaca outros aspectos dos danos provenientes do crescimento excessivo de fitoplâncton em resposta ao aumento de nitrito e fosfato em efluentes aquosos. Cianobactérias produzem toxinas que podem afetar diretamente uma variedade de organismos incluindo macroalgas, invertebrados e vertebrados e o homem. O consumo de peixes e crustáceos contaminados pode acarretar impactos indiretos aos consumidores destes alimentos, incluindo os humanos.

Conforme Kutty et al. (2012), o nitrogênio amoniacal afeta diretamente espécies de peixes que vivem em efluentes contaminados com concentração de nitrato acima de 30 mg/L. Nesta situação, a alta concentração de nitrato pode inibir o crescimento, prejudicar o sistema imunológico e causar estresse em nestes peixes, podendo inclusive causar a morte de algumas espécies.

O lançamento de fosfato em efluentes naturais geralmente resulta de atividades antrópicas, na maioria das vezes na forma inorgânica. Um composto muito utilizado em fertilizantes químicos é o dihidrogenofosfato de cálcio ou  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ . Estes e outros compostos fosfatados são altamente solúveis em água e, por este motivo, são passíveis de se deslocarem por grandes distâncias nos corpos de água. Embora predominantes em adubos, estes íons também são encontrados em produtos de limpeza nas formas de polímeros (MARINS et al., 2007).

Segundo Maroneze et al. (2014), a atividade industrial é uma grande produtora de fósforo em suas diversas formas. Os efluentes agroindustriais apresentam uma concentração de fósforo total variando entre 1 e 300 mg/L, o que supera a concentração definida pelo CONAMA que determina valores máximos entre 1 e 4 mg/L. A utilização destes produtos de limpeza e a aplicação não criteriosa de fertilizantes fosfatados nas lavouras agravam o problema ambiental de poluição das águas. O fosfato não atua como um elemento tóxico ao meio ambiente, mas sim como nutriente. Em águas doces, o resultado do alto acúmulo de fósforo é um crescimento excessivo de algas que pode levar a eutrofização do efluente aquoso (OSÓRIO e OLIVEIRA, 2001).

### **1.6 Absorção de nitrogênio e fósforo de efluentes aquosos**

No tratamento do nitrogênio amoniacal em efluentes domésticos, industriais e agropecuários, as rotas podem ser categorizadas em físico-químicas, microbiológicas e biológicas (SCHEEREN et al., 2011; SAEED e SUN, 2012). Os processos físico-químicos podem utilizar volatilização, adsorção e precipitação. Nos microbiológicos podem ser utilizadas amonificação, nitrificação, desnitrificação e assimilação em biomassa. Já nos tratamentos biológicos, há uma remoção do nitrogênio por produtores primários (ANSARY et al., 2014; BRISSON e CHAZARENC, 2009; BRIX, 1994; REDDY, 1983).

De acordo com Marguti et al. (2008), a remoção de fósforo geralmente é feita utilizando processos biológicos ou físico-químicos (Tabela 1). Uma das vantagens dos processos físico-químicos de remoção é sua flexibilidade, o que permite que estes sejam adaptados facilmente em unidades de tratamento já existentes ou em projetos a serem instalados.

Áreas úmidas (ou *wetlands*) naturais ou construídas pelos humanos são soluções promissoras, de manejo operacional simples, economicamente viável e ambientalmente sustentável para a remoção do fósforo de corpos de água (AKINBILE e YUSSOF, 2011; VYMAZAL, 2006; BRIX, 1994). O tratamento de efluentes utilizando áreas úmidas produz efeitos benéficos em todo o sistema ecológico, promovendo a sustentabilidade geral dos ecossistemas e o equilíbrio

dos recursos hídricos.

**Tabela 1: Tecnologias de remoção de fósforo em águas residuais.**

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Adsorção (0,5 – 50 mg/L, 75–90%)	Facilidade de operação, alta eficiência.	Elevado custo.
Precipitação química (> 50 mg/L, 60 – 95%)	Facilidade de operação, robustez.	Alto custo, geração de lodo.
Remoção biológica (10 – 125 mg/L, 75–98%)	Ausência de produtos químicos, remoção de nitrogênio.	Complexidade operacional, produção de lodo, difícil recuperação.
Biorreatores (> 0,1 mg/L, 85–100%)	Alta eficiência, reuso da biomassa.	Complexidade operacional.
Áreas úmidas (> 0,3 mg/L, 65–99%)	Elevada eficiência, reuso da biomassa, facilidade operacional.	Baixa tolerância a altas cargas.

Fonte: Adaptado de Maroneze et al. (2014).

Processo físico-químico também utilizado na remoção de nitrogênio e fósforo é a adsorção. Esta tecnologia consiste na retenção dos íons fosfato e amônio na interface entre o efluente aquoso e um adsorvente sólido. Segundo Maroneze et al. (2014), a adsorção é fundamentada nas forças de atração (interações de Van der Waals e ligações químicas) que retêm as moléculas de amônio e fosfato no material adsorvente. A amplitude do efeito depende da afinidade dos íons na superfície do material, da concentração relativa e do pH (TALEB et al., 2008).

Diversos materiais adsorventes têm sido utilizados na remoção de fosfato e nitrato/amônio incluindo o carbono e alumina ativados, zeólitas, óxido de alumínio, pedra-pomes, polímeros sintéticos e adsorventes a base de sílica (OZACAR, 2003; TALEB et al., 2008; MARONEZE et al., 2014). Alguns adsorventes possuem alto custo, mas outros têm custo reduzido como os alumino-silicatos e diferentes resíduos de origem agrícola como casca de arroz, trigo, amêndoas, café e coco (SAEED e SUN, 2012).

A remoção de nitrato/amônio e fosfato também pode ser feita com a utilização de processos de precipitação química (MARONEZE et al., 2014) que é feita com a adição de sais de metal bivalente ou trivalente, formando

uma molécula insolúvel contendo os íons a serem removidos que se encontram na solução. Após a formação deste composto insolúvel, o mesmo pode ser separado por sedimentação e/ou filtração



**Figura 5: Tratamento por áreas úmidas construídas (BIOHABITATS, 2017).**

Utilizando métodos microbiológicos (ou biorreatores), Uladag-Demirer et al. (2005) obtiveram uma eficiência de 95% na remoção de fosfato e nitrogênio amoniacal em culturas anaeróbias sob níveis adequados de pH. A remoção de nitrato por desnitrificação biológica é normalmente a melhor opção porque ocorre a transformação do nitrato em nitrogênio gasoso de forma eficiente e com baixo custo (SCHOEMAN et al., 2003).

De acordo com Vieira et al. (2012), biorreatores contendo microalgas permitem a remoção de nitrato e fosfato em processos microbiológicos nos quais estes nutrientes são removidos através de vias metabólicas heterotróficas. Uma espécie bastante utilizada neste método é a *Chlorella vulgaris* e seu cultivo pode ser beneficiado pelo consórcio com bactérias como a *Azospirillum brasiliense* (DE-BASHAN et al., 2004). Em períodos de ausência de luz, estes últimos microrganismos efetuam suas atividades biológicas por via não-fotossintética, eliminando a necessidade de aporte de energia luminosa, bastando apenas reatores agitados e com adição de oxigênio.

## 1.7 Vias de absorção dos nutrientes em estudo pelas macrófitas

Uma das opções mais promissoras para a remoção dos nutrientes de interesse deste estudo (nitrogênio amoniacal e fosfato) é a biológica. As vias metabólicas que explicam estas absorções por vegetais estão resumidamente descritas a seguir.

### a) Nitrogênio

O aporte do nitrogênio (do meio líquido) é feito pelas raízes como  $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NO}_3^-$ , com posterior transferência para as folhas. Os processos que ocorrem nos segmentos são semelhantes exceto pela fração utilizada. Conforme Mengel e Kirkby (1987), a maior parte do  $\text{NH}_4^+$  assimilada pela raiz é diretamente convertida a compostos orgânicos mais elaborados (aminoácidos) enquanto que o  $\text{NO}_3^-$  pode ser absorvido e metabolizado ou transportado para a parte aérea da planta (folhas) por transportadores especializados (Figura 6). Estas absorções são realizadas para suprir as demandas de moléculas nitrogenadas tais como ATP, NADH, NADPH, clorofila, proteínas e enzimas (MIFLIN e LEA, 1976; HARPER, 1994).

A absorção do nitrogênio pelas raízes das plantas normalmente ocorre na forma de  $\text{NO}_3^-$  e, em menor escala, na forma de  $\text{NH}_4^+$ . Mas dependendo da espécie vegetal e de fatores ambientais tais como pH, temperatura e teor de carboidrato nas raízes, o  $\text{NH}_4^+$  pode ser absorvido mais rapidamente que o  $\text{NO}_3^-$  (HEWITT e CUTTING, 1979). Em pH próximo ao neutro, temperaturas baixas e teores de carboidratos mais elevados, a absorção do  $\text{NH}_4^+$  é favorecida (MARSCHNER, 1986; MENGEL e KIRKBY, 1987).

A absorção do nitrogênio nítrico ( $\text{NO}_3^-$ ) é seguida da redução deste para a forma  $\text{NH}_4^+$ , o que ocorre com a participação das enzimas nitrato redutase e nitrito redutase. Estas reações enzimáticas ocorrem tanto nos plastídeos (raízes) quanto nos cloroplastos (folhas). Conforme Hewitt e Cutting (1979), a amônia é transformada a compostos orgânicos principalmente pela via glutamato desidrogenase (GDH) realizada nas mitocôndrias das folhas e raízes, formando o ácido glutâmico e pela via glutamina sintetase (GS) e glutamato sintase (GOGAT) que resulta na

formação de ácido glutâmico nos cloroplastos.

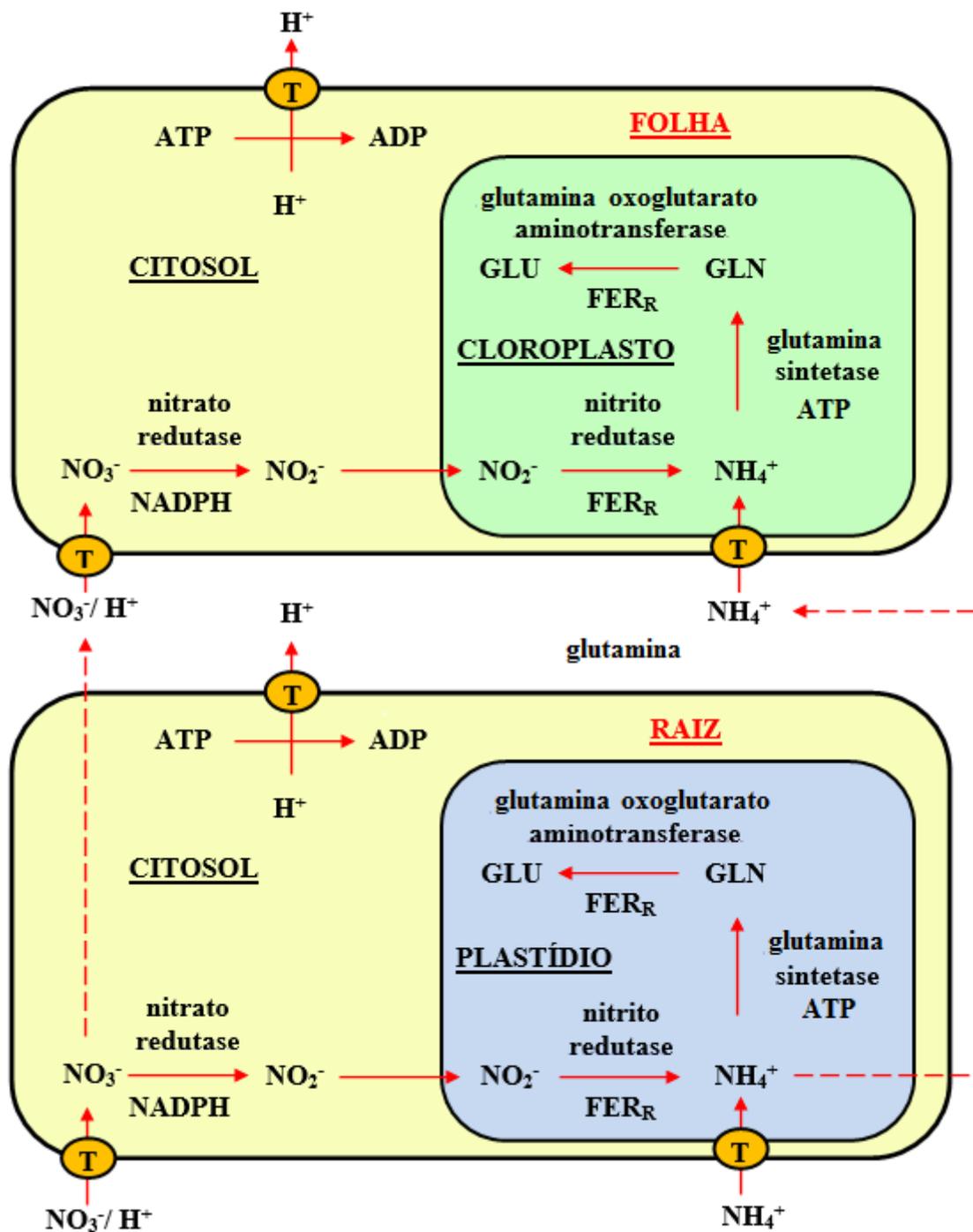


Figura 6: Absorção de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  pelas plantas (adaptado de Bredemeier e Mundstock, 2000).  $\text{NO}_2^-$  = nitrito, GLN = glutamina, GLU = glutamato, ATP = trifosfato de adenosina, ADP = difosfato de adenosina, NADPH = nicotinamida dinucleotídeo reduzido, GOGAT = glutamina oxoglutarato aminotransferase, FER<sub>R</sub> = ferredoxina

As reações bioquímicas que envolvem a nitrito redutase e a glutamina oxoglutarato aminotransferase (GOGAT) utilizam a ferredoxina ( $FER_R$ ) que é reduzida pelo NADPH (nicotinamida dinucleotídeo reduzido) na estrutura celular denominada citosol produzido no ciclo das pentoses (CRAWFORD, 1995). Os carboidratos são deslocados das folhas para o tecido radicular, onde são metabolizados gerando energia e carbono para o processo de absorção e incorporação do nitrogênio a aminoácidos (OAKS E HIREL, 1985; TURPIN et al., 1991; OAKS, 1994).

Os principais controles metabólicos relacionados à absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas advêm de mecanismos presentes nas raízes e folhas. Diversos transportadores específicos atuam na membrana plasmática das células, sendo os responsáveis por realizar a transferências do nitrato e do amônio para os compartimentos adequados (LARSSON e INGEMARSSON, 1989).

De acordo com Van Beusichem et al. (1988), na maioria dos casos a manutenção do balanço entre cátions e ânions no interior da célula pode determinar a forma de nitrogênio preferencialmente absorvida pelas plantas. A absorção do nitrogênio pela planta na forma de  $NO_3^-$  ou  $NH_4^+$  depende das concentrações relativas destas formas no solo ou no efluente aquoso, da acessibilidade das raízes a essas diferentes formas e das preferências de cada espécie vegetal (VON WIRÉN et al., 1997).

O ciclo de desenvolvimento da planta também regula a quantidade de nitrogênio absorvido em função da área de contato das raízes com o meio e da taxa de absorção por unidade de massa da raiz. As raízes são mais abundantes durante o crescimento das plantas, atingindo quantidade máxima nos períodos reprodutivos e decrescem nas fases posteriores. Esta flutuação ocorre devido a disponibilidade de nitrogênio, aos mecanismos do ciclo de aminoácidos entre o colmo e a raiz e ao suprimento de carboidratos fornecido às raízes (CREGAN e BERKUM, 1984).

A absorção do nitrogênio depende também da disponibilidade energética. A energia presente na célula é fundamental para que a bomba de prótons movimente os íons  $H^+$  para fora da célula, produzindo um gradiente eletroquímico. Este gradiente é necessário para que os transportadores transfiram o nitrato para dentro da célula, deslocando dois

ou mais prótons por íon  $\text{NO}_3^-$  (ULLRICH e NOVACKY, 1990; CRAWFORD, 1995).

A verificação da relação entre a energia consumida pelas células e a assimilação do nitrogênio pelas plantas foi realizada por Weger e Turpin (1989) que constataram que a assimilação do  $\text{NO}_3^-$  consome mais energia que a assimilação de  $\text{NH}_4^+$  e, conseqüentemente, libera maior quantidade de  $\text{CO}_2$  respiratório em culturas de cevada. Bloom et al. (1992) afirmam que o amônio demanda menos quantidade de energia que o nitrato, em função de não precisar ser reduzido em sua incorporação pela célula.

## b) Fosfato

Da mesma maneira que para os compostos do nitrogênio, a absorção do íon fosfato nas suas diversas formas (ortofosfato, pirofosfato, polifosfato etc.) ocorre em função das necessidades bioquímicas dos vegetais. Compostos como ATP, diversas enzimas e o próprio DNA apresentam este grupo inorgânico em suas composições, gerando a necessidade de sua captação externa (BREDEMEIER e MUNDSTOCK, 2000).

Após a absorção, o fosfato absorvido pelas plantas é prontamente utilizado nos variados processos bioquímicos para a produção das substâncias citadas. Conforme JACKSON E HAGEN (1960), quase a totalidade deste íon (cerca de 80%) é utilizado na produção de moléculas fosfatadas após apenas 10 minutos.

O íon fosfato apresenta grande mobilidade nas vias de transporte vegetais, podendo ser movimentado tanto na direção ascendente como descendente em função da demanda, sendo inclusive permutado entre as folhas novas e as mais antigas ou entre as raízes e a parte aérea (CLARKSON et al., 1969). Estes movimentos ocorrem preferencialmente através do floema (tecido cujas funções mais importantes são o transporte, a sustentação e reserva) e acontecem principalmente nas formas de fosforilcolina ou do próprio íon inorgânico (MENGEL e KIRKBY, 1987).

O processo de absorção através das raízes é possível mesmo de meios externos com concentrações muito baixas de fosfato (LONERAGAN e ASHER, 1967). Foi verificado que o íon  $\text{PO}_4^{3-}$  pode atingir concentrações

entre 100 e 1000 vezes maiores na planta do que do próprio meio absorvedor, o que sugere que a absorção de fosfato ocorre contra um poderoso gradiente de concentração, sendo executado com a participação do íon  $H^+$  (ULRICHEBERIUS et al., 1981). Este fato é bastante dependente da espécie vegetal e mesmo do cultivar que está sendo avaliado, sendo sugerido que esta capacidade é fortemente afetada por fatores genéticos.

Setenac e Grignon (1985) estudaram este mecanismo de transporte, concluindo que o pH do apoplasto (conjunto de compartimentos existentes na parte exterior da membrana plasmática vegetal) tem grande importância na capacidade e no mecanismo de absorção do íon  $PO_4^{3-}$ .

O transporte dos compostos de fósforo do ambiente externo até o interior das raízes ocorre principalmente por difusão regulada pela concentração deste íon e pela interação do fósforo com o colóide intracelular (BOULDIN, 1961; OLSEN et al., 1962). As características morfológicas (quantidade/comprimento dos pelos radiculares e taxa de crescimento das raízes) e a fisiologia das raízes são fatores determinantes na absorção do fósforo pelas plantas (BARLEY, 1970; RHEINHEIMER et al., 1997).

A remoção biológica de fósforo é feita por microrganismos que acumulam este elemento (*Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Aerobacter*, dentre outros). Para que ocorra o armazenamento do fósforo, sob a forma de polifosfato no interior das células, é necessário que ocorra uma fase aeróbia e outra anaeróbia no biorreator (LAMEGO NETO e COSTA, 2011).

### **1.8 Características da macrófita *Eichhornia crassipes***

Conforme Simpson e Sanderson (2002), o gênero *Eichhornia* foi estabelecido primeiramente pelo botânico Karl S. Kunth em 1842 em homenagem a Johann A. F. Eichhorn (1779-1856). Esta espécie foi descrita como pertencente ao gênero *Pontederia* por Von Martius em 1823 e transferida para o gênero *Eichhornia* por Solms-Laubach em 1883. Segundo a literatura, aguapé e purú são nomes populares desta espécie.

*Eichhornia crassipes* é uma erva hidrófita flutuante, típica de água doce. Plantas maduras são compostas de raízes, rizomas, estolões,

pecíolos, folhas, inflorescências e frutos. Suas raízes são densas e plumosas, servindo de abrigo para peixes e insetos aquáticos. Podem atingir até 1,0 metro de altura, embora sejam mais comuns indivíduos entre 20 e 30 cm (HERFJORD et al., 1994).

As folhas são emersas, ligeiramente onduladas, de formato orbicular e densamente vascularizadas principalmente na região periférica, o que lhe confere uma tonalidade verde intensa. Seus pecíolos são estruturas que mantêm a sustentação das folhas. Possuem entre 4 e 35 cm de comprimento e são formados por tecido esponjoso, preenchido com aerênquimas, o que confere aspecto inflado e dá flutuabilidade a esta planta (PENFOUND e EARLE, 1948).



**Figura 7: *E. crassipes* flutuante com raízes submersas.**

As inflorescências ocorrem entre Novembro e Abril e apresentam entre 6 e 10 flores com diâmetro entre 3 e 7 cm. As flores são lilases com guia de néctar e forma de cone. Possuem seis pétalas elípticas medindo de 1 a 3 cm. As hastes das flores são eretas podendo medir até 30 cm de comprimento. O fruto tem o formato de uma cápsula bastante estreita medindo entre 1,0 e 1,5 cm, podendo conter até 300 sementes (PENFOUND e EARLE, 1948).

Em algumas regiões do mundo, aguapés são considerados pragas em

função de suas rápidas multiplicações. Exemplo bastante citado é o Lago Vitória (Quênia), no qual muitos estudos buscaram formas de conter a proliferação de *E. crassipes* (WILLIAMS et al., 2005). Em contrapartida, outros estudos buscam maneiras práticas para a utilização da biomassa disponível nesta planta. Dentre as diversas utilidades há o potencial de alimentação de animais domésticos e peixes, produção de biogás e remoção de metais pesados e fenóis de águas poluídas (FAO, 2009; JAYAWEERA et al., 2007).

Planta nativa da região Amazônica e do Pantanal foi introduzida em diversas regiões devido à beleza de suas flores, tendo se espalhado pelas zonas tropicais e temperadas em todo o mundo. Seu uso como planta ornamental começou nos Estados Unidos em 1884 (PENFOUND E EARL, 1948), alcançou a Austrália em 1895, a Índia em 1902, a Malásia em 1910, o Zimbábue em 1937 e a República do Congo em 1952 (MITCHELL, 1976). O fato de atualmente estar estabelecida em mais de 50 países favorece a utilização desta espécie em áreas úmidas construídas para o tratamento de efluentes.

De acordo com Wilson et al. (2001), os principais fatores que afetam o desenvolvimento da *E. crassipes* são salinidade, temperatura, nutrientes e inimigos naturais. Esta macrófita não sobrevive em salinidades acima de 0,2%, confirmando que está adaptada a ambientes de água doce. Este vegetal é encontrado em ambientes lênticos e lóticos, incluindo lagos, lagoas, rios e riachos. Baixas temperaturas inibem o desenvolvimento desta planta em áreas temperadas e nos sub-trópicos.

Imaoka e Teranishi (1988) concluíram que esta planta para de crescer em temperaturas abaixo de 13 °C, sendo que o congelamento é a maior causa de morte desta espécie em zonas frias. Knipling et al. (1970) propuseram que a temperatura ótima desta planta é de 30 °C. A baixa umidade afeta o crescimento de *E. crassipes*, sendo que quando a umidade relativa do ar está entre 15 e 40%, há prejuízos ao seu metabolismo (FREIDEL E BASHIR, 1979). Níveis de nitrogênio e fósforo são os principais fatores limitantes do crescimento desta planta (WILSON et al., 2001) sendo que os coeficientes de meia saturação destes nutrientes em condições controladas estão entre 0,05 e 1,00 mg/L para nitrogênio total e

entre 0,02 e 0,10 mg/L para fosfatos.

Wilson et al. (2005) sugerem que o nitrogênio é o fator limitante quando a concentração deste nutriente é sete vezes menor que a concentração de fósforo. Outra característica marcante desta espécie é a ausência de competição interespecífica. De fato, a planta cresce em áreas previamente livres de vegetação aquática. Enchentes sazonais acabam exercendo certo controle sobre esta espécie ao carregar os indivíduos para terra firme (WILSON et al., 2001).

Associações micorrízicas representam uma estratégia de aumento da absorção de fósforo pelas plantas visto que as hifas destes fungos auxiliam o deslocamento do fosfato que estão muito além do alcance dos pelos radiculares (Clarkson e Hanson, 1980). Muitos autores afirmam que as características fisiológicas correlacionadas à eficácia de absorção deste íon são modificadas na presença de fungos micorrízicos (Rhodes e Gerdemanm, 1975).

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar a eficiência da planta aquática flutuante *E. crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal e fosfato em efluente aquoso.

### **2.2 Objetivos específicos**

- a) Determinar a relação entre a massa de macrófitas e o volume de efluente a ser tratado de modo a obter remoção eficiente de nitrogênio amoniacal e fosfato em tanques estáticos;
- b) Avaliar os efeitos da temperatura na cinética de remoção de nitrogênio amoniacal e fosfato;
- c) Avaliar os efeitos da luminosidade na remoção de nitrogênio amoniacal e fosfato.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Seleção, coleta, classificação e preparação das plantas

Através da literatura, foram identificadas várias espécies promissoras para o estudo. Pesquisa de campo realizada na cidade de Santos indicou que a espécie aquática *E. crassipes* é facilmente encontrada em lagoas locais. Por motivo de homogeneidade das plantas, todos os exemplares utilizados nos testes foram coletados na Lagoa da Saudade localizada na Avenida Doutor Antônio Manoel de Carvalho nº 1152 - Santos/SP.



**Figura 8: Localização da Lagoa da Saudade, corpo de água natural localizado em área de Mata Atlântica sobre o planalto de uma montanha (adaptada de SIG Santos Web, 2017).**

Visando utilizar espécimes com taxas metabólicas semelhantes, foram selecionadas plantas com massa individual entre 100 e 200 g após secagem natural por duas horas sobre papel absorvente. Estas massas foram determinadas utilizando uma balança semi-analítica com precisão de 0,01 g.

A coleta dos espécimes ocorreu no período entre Fevereiro e Novembro de 2016, sendo que a correta identificação se baseou na comparação com exsicatas existentes no Herbário da Universidade Santa Cecília (HUSC), em bibliografia especializada (imagens digitalizadas no Re flora-Herbário Virtual, 2016 e SpeciesLink, 2016) e auxílio dos

pesquisadores Zélia Rodrigues de Mello e Paulo de Salles Penteado Sampaio (HUSC). A classificação seguiu o APG IV (2016) e a validação do nome científico seguiu o catálogo Flora do Brasil 2020 (2016). A espécie *E. crassipes* está catalogada no HUSC com o registro de número 11.521.

Teve-se o zelo nestes ensaios de encaminhar os exemplares de *E. crassipes* aguapé em tendo em vista as diversas frentes de utilização tecnicamente sustentável citadas neste estudo. Portanto, preferencialmente as plantas foram encaminhadas para habitats naturais ou para alimentação das espécies presentes em canais fluviais do município de Santos.

### **3.2 Preparação dos efluentes**

As concentrações iniciais do efluente utilizado nos testes foram arbitrariamente definidas em aproximadamente 10 mg/L de  $\text{NH}_4^+$  amoniacal e 10 mg/L de  $\text{PO}_4^{3-}$ . Entretanto, os vegetais têm necessidades de outros minerais para o seu desenvolvimento. Observações de campo indicaram que a Lagoa da Saudade apresentava condições adequadas ao crescimento da *E. crassipes* (boa população e aparência dos vegetais existentes), mas análises em laboratório indicaram níveis de nitrogênio amoniacal e fosfato próximo a 0,2 mg/L e  $<0,1$  mg/L, respectivamente.

Desta forma, para cada teste foi coletada nesta lagoa a quantidade requerida de água que foi conduzida ao laboratório da Unisanta onde foi suplementada com as quantidades adequadas dos sais fosfato de sódio tribásico dodecahidratado ou  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  e sulfato de amônio ou  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , ambos fabricados pela Neon Comercial Ltda.

### **3.3 Projeto dos recipientes utilizados durante os ensaios**

Para a realização dos testes foram utilizadas caixas de EPS (poliestireno expandido ou Isopor®) com dimensões internas de 84 cm x 37 cm x 20 cm, perfazendo um volume total de 62 L.

Como este material apresenta estrutura porosa que poderia interferir nos testes, os tanques foram revestidos com uma manta de PP (polipropileno) com espessura de 0,5 mm. Para evitar a flutuação destas

mantas, estruturas retangulares de tubos de PVC (policloreto de vinila) com diâmetro de  $\frac{1}{2}$  polegada foram produzidas, preenchidas com brita para evitar flutuação e colocadas sobre as mantas (Figura 9).



**Figura 9: Tanque utilizado nos testes e seus acessórios internos.**

Réguas fixadas em bases de mármore foram posicionadas dentro dos tanques para o acompanhamento do volume ao longo dos testes. Próximo aos tanques foi instalado um termômetro de máximo/mínimo com precisão de  $0,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  para monitorar a variação da temperatura ambiente durante o procedimento experimental. A fim de evitar a proliferação de insetos, tela protetora foi colocada sobre os tanques (Figura 10).



**Figura 10: Tanque com tela de proteção contra a proliferação de insetos.**

Para os testes relacionados à luminosidade, foram construídas estruturas móveis em EPS/PVC a fim de reduzir incidência dos raios solares. Nestes testes, um luxímetro foi utilizado para a determinação da luminosidade em função da altura destas estruturas móveis. O tanque com todos os acessórios descritos pode ser visto na Figura 11.



**Figura 11: Tanque com acessório para testes de luminosidade.**

A redução da incidência de luz solar sobre as plantas foi monitorada nos dias de coleta das amostras para os testes analíticos utilizando um luxímetro marca Minipa modelo MLM-1011 e os valores obtidos (em lux) estão listados na Tabela 4.

Nestas medições, a luminosidade interna foi registrada no ponto central de cada tanque, sob a tampa de EPS e próximo ao nível da água (posição das folhas de *E. crassipes*) e a luminosidade externa foi registrada do lado de fora dos tanques, no centro das tampas de EPS.

### **3.4 Preparação dos recipientes para os experimentos**

Cada tanque recebeu aproximadamente 50 L de água coletada na Lagoa da Saudade. A seguir foram adicionados 6,14 g de  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  (10 mg/L de  $\text{PO}_4^{3-}$ ) e 2,36 g de  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (10 mg/L de  $\text{NH}_4^+$ ) e o tanque foi homogeneizado por agitação manual. Uma amostra foi coletada para a determinação da concentração dos íons de interesse no início do teste.

Finalmente, cada tanque recebeu a quantidade desejada de plantas e o teste foi iniciado, acompanhando-se a redução dos íons de interesse em intervalos de tempo.

### 3.5 Metodologia analítica

#### a) Nitrogênio amoniacal

As determinações deste íon foram realizadas através do método 4500-C do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999). Resumidamente, o volume adequado de amostra (dependendo do teor de nitrogênio amoniacal) coletada nos tanques de ensaio foi adicionado a um balão de destilação e completado para 500 mL com água destilada. A seguir, adicionou-se 25 mL de tampão borato, sendo iniciada a destilação da amostra. O destilado foi coletado em frasco contendo 50 mL de solução indicadora de ácido bórico até completar 250 mL. Após a destilação, a solução obtida foi titulada com ácido sulfúrico ( $H_2SO_4$ ) 0,02 normal e o conteúdo de nitrogênio amoniacal foi determinado pela expressão

$$NH_3/N \text{ (mg/L)} = \frac{(A - B) \times 280}{V}$$

onde  $NH_3/N$  expressa a concentração de nitrogênio amoniacal (em mg/L), A = volume de  $H_2SO_4$  gasto para a amostra (em mL), B = volume de  $H_2SO_4$  gasto para o branco (em mL) e V indica o volume de amostra (em mL) utilizado no teste. O branco foi preparado substituindo o volume de amostra por igual volume de água destilada.

#### b) Fosfato total

Para a determinação deste íon, foi empregado o método 4500-C do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1999). De forma sucinta, 20 mL de amostra dos tanques de ensaio foram misturados com

5 mL de solução de vanadato-molibdato e após homogeneização, aguardou-se 10 minutos para a leitura da absorbância em 420 nm. O teor de fosfato foi determinado utilizando-se uma curva-padrão produzida utilizando o mesmo procedimento experimental realizado para as amostras, mas utilizando-se padrões preparados no intervalo entre 0 e 10 mg/L de fosfato. O espectrofotômetro foi zerado utilizando-se um branco preparado da mesma maneira que as amostras, substituindo-se o volume de amostra por igual volume de água destilada.

Para a determinação espectrofotométrica do íon fosfato foi inicialmente preparada um padrão contendo 10,0 mg/L deste íon (equivalente a 122,74 mg de  $\text{Na}_3\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  dissolvido em 1 L de água destilada). Este foi adequadamente diluído, obtendo-se cinco padrões adicionais (1,0 mg/L, 2,5 mg/L, 5,0 mg/L, 6,0 mg/L, 7,5 mg/L e 10,0 mg/L do íon de interesse).

Para a obtenção da curva-padrão seguiu-se o procedimento descrito no item 3.5.b utilizando os seis padrões descritos acima. Utilizando-se os valores obtidos nestas determinações, foi preparada a curva-padrão através do programa Microsoft Excel® for Windows® versão 2007.

Uma vez que o gráfico obtido apresentou característica linear como previsto na Lei de Lambert-Beer, o programa acima citado foi utilizado para a obtenção da reta de tendência e do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) que podem ser verificados na Figura 12 no item seguinte.

## 4. RESULTADOS

### 4.1 Curva-padrão para o ânion fosfato

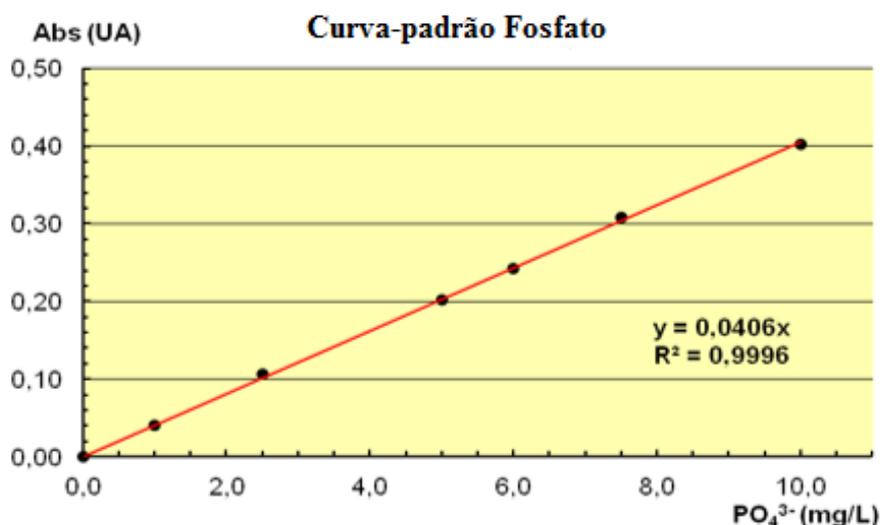


Figura 12: Curva-padrão para o íon fosfato em comprimento de onda de 420 nm. Notar que o eixo longitudinal (coordenadas) representa a unidade de absorvância e o eixo latitudinal (abscissas) representa a concentração de fosfato em miligramas por litro.

Esta curva-padrão após ter sido delineada, foi utilizada em todos os testes para a determinação das concentrações do íon fosfato. Observa-se que o  $R^2$  obtido ficou muito próximo a 1,0 ( $R^2 = 0,9996$ ), atestando uma forte correlação dos resultados obtidos. O resultado final é expresso em mg/L.

### 4.2 Teste experimental de viabilidade dos ensaios

Nesta primeira etapa foi realizado um experimento para verificar se a espécie *E. crassipes* apresentava potencial de atingir os objetivos definidos neste projeto. Foram preparados dois tanques conforme descrito nos itens 3.3 e 3.4. No tanque de testes principal foram adicionadas as plantas selecionadas para o estudo enquanto que o tanque utilizado no controle permaneceu sem estas plantas, mas exposto às mesmas condições (temperatura, umidade, luminosidade etc.) para comparação.

Utilizou-se 50 L de água da Lagoa da Saudade em cada tanque e adicionou-se os sais de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  conforme o item 3.4. Estas

concentrações iniciais foram confirmadas através das metodologias descritas nos itens 3.5.a e 3.5.b. No tanque principal foram adicionados 600 g de *E. crassipes* (1,2% massa de plantas/massa de água), ambos os tanques foram alocados no viveiro de plantas do departamento de Biologia da Unisanta e as concentrações dos íons foram monitoradas periodicamente, sempre iniciando os testes às 14:00 h.

Na Figura 13 estão representados os resultados de redução de nitrogênio amoniacal em função do tempo, são comparados os testes nos tanques com plantas (principal) e sem plantas (controle). Nota-se que na curva do tanque controle, houve uma pequena e quantificável redução do  $\text{NH}_4^+$ , que resultou em queda de 9,94 para 7,02 mg/L em oito dias (redução de 29,4%, taxa média de 0,37 mg/dia). Esta queda pode ser justificada pelo consumo do  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  por bactérias nitrificadoras presentes na água coletada na Lagoa da Saudade e pela perda por volatilização principalmente do  $\text{NH}_3$ , causando a redução do  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  por equilíbrio químico. Esta redução foi quase que linear ao longo do intervalo avaliado.

Simultaneamente, observou-se queda de 9,78 para 3,83 mg/L em oito dias no teste Piloto (redução de 60,0%, taxa média de 0,74 mg/dia). Esta queda, bem mais acentuada que o observado no tanque controle, foi causada por fatores já citados (bactérias nitrificadoras e volatilização do  $\text{NH}_3$ ) somados à presença das plantas (única variável) que atuaram para acelerar a redução do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  por absorção metabólica a fim de atender as suas necessidades bioquímicas.

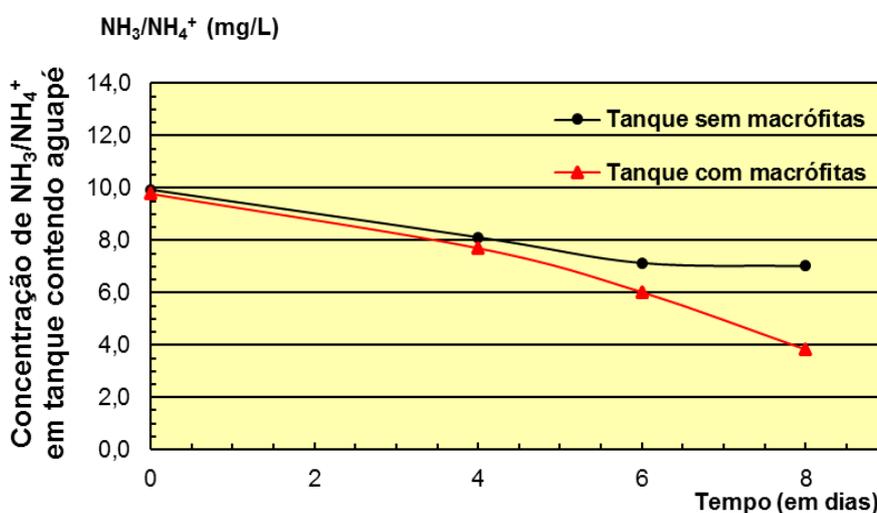


Figura 13: Resultados para  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  dos testes com macrófitas e sem macrófitas.

Observa-se que nos quatro primeiros dias deste ensaio, a redução de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  seguiu praticamente o mesmo padrão nos dois tanques, o que sugere um período de adaptação das plantas às novas condições, com baixa atividade metabólica.

No mesmo período de oito dias, o consumo do íon fosfato em função do tempo nos testes Piloto e Controle foram mensurados e os resultados podem ser observados na Figura 14.

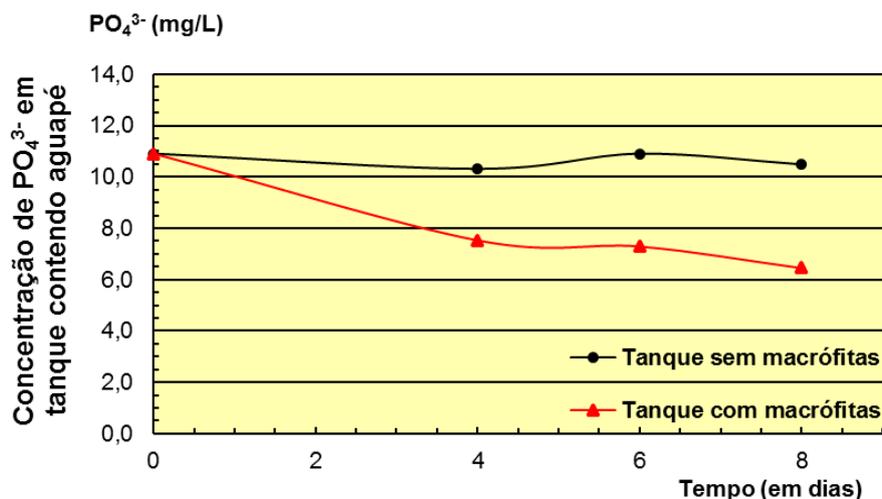


Figura 14: Resultados para  $\text{PO}_4^{3-}$  do teste com macrófitas e sem macrófitas.

Observa-se que no tanque controle, a concentração do íon fosfato no intervalo avaliado se manteve praticamente constante em relação ao tempo, conforme pode ser observado na Figura 14. As pequenas variações observadas (de 10,91 a 10,49 mg/L) podem ser atribuídas à desvios experimentais, não representando redução da concentração deste íon nas condições do ensaio. Deve ser considerado que o íon fosfato, diferentemente do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ , não é volátil nas condições experimentais.

No mesmo período, houve uma expressiva redução da concentração do íon fosfato no tanque principal, observando-se uma variação de 10,91 para 6,45 mg/L. À partir destes valores, calculou-se uma redução de 40,9% entre as concentrações inicial e final, o que equivale a uma taxa média de redução 0,55 mg ao dia. Esta redução do íon  $\text{PO}_4^{3-}$  no tanque com plantas pode ser justificada pela presença de *E. crassipes* que utiliza fosfato em suas atividades metabólicas, uma vez que o teste sem plantas não exibiu redução mesmo mantendo as mesmas condições do tanque com plantas.

Baseado nos resultados do teste Piloto foi verificado que o aguapé *E. crassipes* apresentou desempenho promissor em ambos os íons de interesse para atingir os objetivos deste estudo, justificando a execução dos testes principais descritos a seguir.

### 4.3 Experimentos de remoção de N e P por macrófitas

Utilizando os resultados e conclusões do teste anterior, foram executados em experimento composto pelo tanque principal contendo plantas, e em tanque secundário, que consiste em um tanque idêntico ao principal, também populado com plantas, (duplicatas para obtenção de maior confiabilidade nos resultados) simultaneamente na presença de um novo tanque com ausência de plantas (controle). Visando aumentar a taxa de remoção dos íons de interesse, aumentou-se a massa vegetal de 600 g para 1000 g de aguapé *E. crassipes* (2,0% massa de plantas/massa de efluente) e o tempo de ensaio foi adaptado aos testes até se obter a remoção total ou a estabilização da concentração do nutriente avaliado.

**Tabela 2: Temperatura dos testes de absorção de nitrogênio amoniacal e fosfato.**

Amostragem	T <sub>máxima</sub>	T <sub>mínima</sub>	Observações
01	22,0	19,0	---
02	22,0	18,0	---
03	20,0	15,0	---
04	18,0	13,5	---
05	19,0	17,0	---
06	19,0	16,0	(m <sub>máx</sub> = 20,0 e m <sub>mín</sub> = 16,4)*
07	19,0	17,0	---
08	20,0	16,0	---
09	21,0	18,0	---
10	21,5	19,0	---
11	26,0	23,0	(m <sub>máx</sub> = 20,7 e m <sub>mín</sub> = 17,4)**

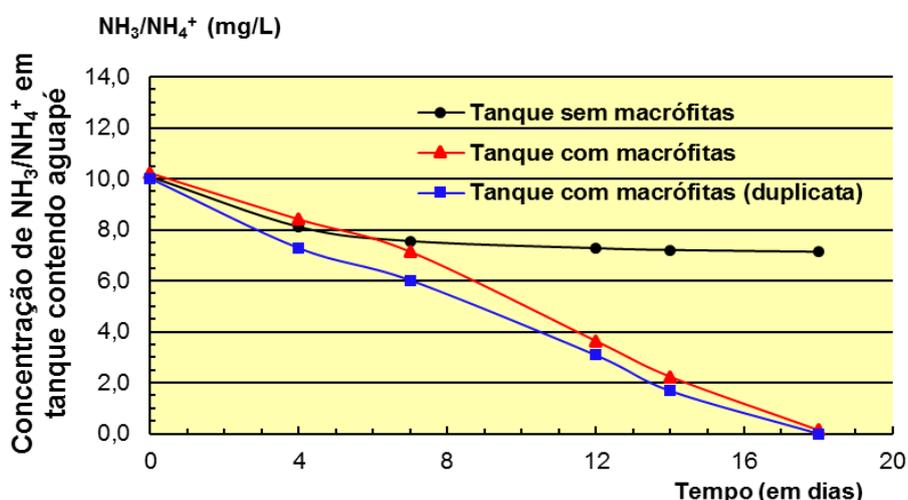
\* médias de máximo e mínimo entre a 1<sup>a</sup> e a 6<sup>a</sup> amostragem (nitrogênio amoniacal).

\*\* médias de máximo e mínimo entre a 1<sup>a</sup> e a 11<sup>a</sup> amostragem (fosfato).

Estão apresentados na Tabela 2 as medições dos íons de interesse que foram feitas em intervalos variados de tempo (entre um e quatro dias, dependendo das variações observadas a cada intervalo), iniciando diariamente às 14:00 horas. Foram anotadas as temperaturas máximas e mínimas nos dias das medições dos íons ao longo de todo o desenvolvimento destes testes e os valores obtidos assim como suas respectivas médias (máxima e mínima).

Observa-se que o padrão da redução do nitrogênio amoniacal no tanque controle (período de dezoito dias) foi comparável ao observado anteriormente no tanque controle do teste experimental de viabilidade dos ensaios, com redução apenas discreta da concentração de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ . Devido à similaridade das condições ambientais, sugere-se que esta redução também ocorreu por volatilização e nitrificação. A concentração do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  foi reduzida de 10,08 para 7,14 mg/L, o que resultou em um decréscimo de 29,2% (taxa média de 0,16 mg/dia).

A Figura 15 mostra a redução de nitrogênio amoniacal em função do tempo, comparando os tanques com plantas o respectivo tanque controle.

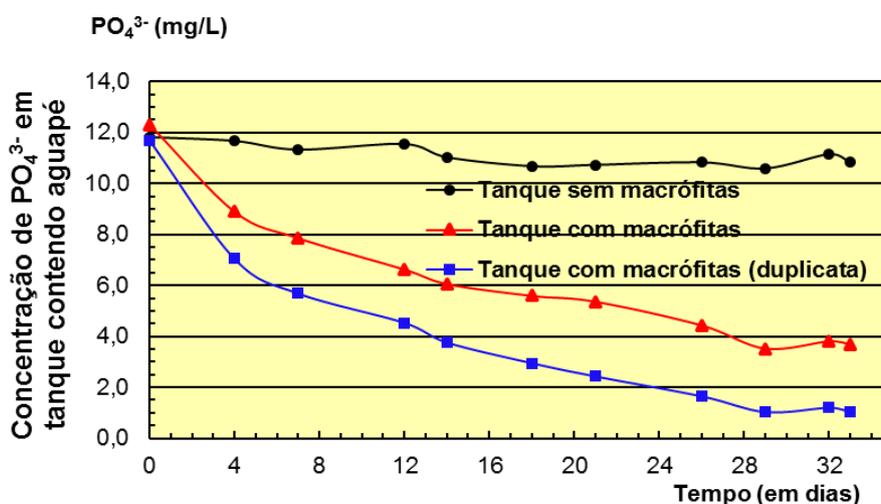


**Figura 15: Resultados para  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  dos experimentos de remoção de nutriente por macrófitas em tanque com macrófitas, duplicata com macrófitas e tanque controle sem macrófitas.**

Durante o mesmo período de dezoito dias, verificou-se que a concentração de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  apresentou uma queda de 10,22 para 0,14 mg/L no teste realizado no tanque principal (redução de 98,6% do nitrogênio

amoniacoal, taxa média de 0,56 mg/dia) e de 10,01 mg/L para zero no tanque secundário (100% de remoção de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ , taxa média de 0,56 mg/dia). Conforme descrito no item 4.2, a utilização de *E. crassipes* resultou em um efetivo consumo do  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  nos tanques principal e secundário praticamente removendo a totalidade deste nutriente do efluente.

Similarmente ao observado durante o teste experimental de viabilidade, a concentração do íon fosfato nesta segunda rodada de testes (experimento de absorção de nutrientes) no tanque controle também se manteve praticamente constante em relação ao tempo (Figura 16). O perfil das variações dos resultados obtidos (entre 11,82 e 10,83 mg/L) podem ser atribuídas mais aos desvios analíticos e/ou experimentais do que à redução da concentração deste íon nas condições do teste. Conforme já citado, o íon fosfato não apresenta volatilidade no intervalo de temperatura observada nestes ensaios.



**Figura 16: Resultados para  $\text{PO}_4^{3-}$  dos experimentos de remoção de nutriente pelo aguapé *E. crassipes* em tanque com macrófitas, duplicata com macrófitas e tanque controle sem macrófitas.**

Durante o mesmo período de trinta e três dias, o valor da concentração de fosfato no tanque principal apresentou redução de 12,31 para 3,69 mg/L equivalente a um decréscimo de 70,0% (taxa média de 0,26 mg/dia). No tanque secundário, a concentração variou de 11,69 para 1,03

mg/L, o que indica um decréscimo de 91,2% (taxa média de 0,32 mg/dia).

Uma vez que este íon apresenta volatilidade praticamente nula nas condições dos testes, é possível associar sua redução a atividade metabólica do aguapé *E. crassipes* se for considerado que no tanque controle desta seqüência de testes (sem a presença das plantas), praticamente não houve redução.

#### 4.4 Influência exercida pela temperatura na absorção dos nutrientes

Nos testes principal e secundário (duplicatas) acerca da influência da temperatura nos experimentos, os mesmos parâmetros experimentais foram avaliados (nitrogênio amoniacal e fosfato), a quantidade de aguapé *E. crassipes* foi mantida em 1000 g por tanque contendo 50 litros de efluente, mas a temperatura ambiente observada durante esta seqüência foi mais elevada, conforme descrito na Tabela 3.

**Tabela 3: Temperaturas (°C) e médias durante os testes de luminosidade.**

Amostragem	T <sub>máxima</sub>	T <sub>mínima</sub>	Observações
01	26,0	20,0	---
02	26,0	19,0	---
03	26,0	16,0	---
04	24,0	19,0	---
05	20,5	17,0	(m <sub>máx</sub> = 24,5; m <sub>mín</sub> = 18,2)*
06	21,0	16,5	
07	22,0	20,0	---
08	23,0	18,0	---
09	29,0	18,0	(m <sub>máx</sub> = 24,2; m <sub>mín</sub> = 18,2)**

\* médias de máximo e mínimo entre a 1<sup>a</sup> e a 5<sup>a</sup> amostragem (nitrogênio amoniacal).

\*\* médias de máximo e mínimo entre a 1<sup>a</sup> e a 9<sup>a</sup> amostragem (fosfato).

Seguindo o conceito mencionado anteriormente de estender os testes até que haver estabilização na concentração dos íons de interesse ou sua remoção, os testes principal e secundário de nitrogênio amoniacal e fosfato duraram treze e vinte e sete dias, respectivamente.

Considerando o tanque controle avaliando a influência da temperatura, observou-se uma redução na concentração do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  de 10,36 para 7,77 mg/L equivalente a 25,0% (taxa média de 0,20 mg/dia) conforme a Figura 17. As justificativas para estes resultados foram citadas nos testes anteriores (evaporação e presença de bactérias nitrificadoras).

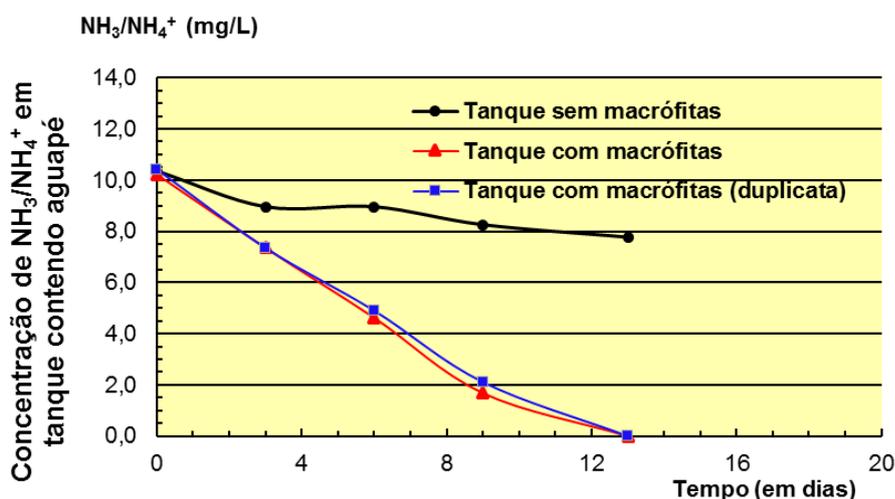


Figura 17: Resultados da influência exercida pela temperatura durante a absorção dos nutrientes por macrófitas para  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ . A linha em cor preta representa o tanque sem macrófitas (controle), o tanque principal contendo macrófitas está em cor vermelha e o tanque secundário (duplicata) com macrófitas está em cor azul.

A análise da Figura 17 confirmou que nos tanques principal e secundário, o intervalo de tempo necessário para o consumo de todo o nitrogênio amoniacal foi menor se comparado aos testes anteriores (experimento de remoção de N e P), indicando que a elevação da temperatura aumentou a taxa de remoção média deste nutriente, grandezas diretamente proporcionais. O tanque principal registrou uma queda de 10,22 mg/L para zero (100% de remoção) em apenas treze dias, indicando taxa média de remoção de 0,79 mg/dia. Do mesmo modo, o tanque secundário apresentou consumo elevado de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  com redução de 10,42 mg/L para zero (100% de remoção) no mesmo intervalo de treze dias (taxa média de remoção de 0,80 mg/dia).

É possível observar que a variável temperatura afetou de forma significativa a taxa média de remoção do nitrogênio amoniacal. Enquanto nos

testes de viabilidade, ou seja, primeira rodada de testes com três tanques ( $T_{\min} = 16,4^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\max} = 20,0^{\circ}\text{C}$ ) esta taxa média foi de 0,56 mg/dia, nos testes de avaliação da influência da temperatura ( $T_{\min} = 18,2^{\circ}\text{C}$ ,  $T_{\max} = 24,5^{\circ}\text{C}$ ) a taxa média aumentou para 0,79 e 0,80 mg/dia respectivamente.

Paralelamente, a concentração de íons fosfato no tanque controle dos testes destes presentes testes de influência da temperatura foi reduzida de 12,21 para 11,35 mg/dia (remoção de 7,0 % do inicial, taxa média de redução de 0,03 mg/dia), de modo similar ao ocorrido nos controles dos testes preliminares de viabilidade e dos testes de remoção dos nutrientes. Já no tanque principal dos testes de temperatura, a queda foi de 12,04 para 2,83 mg/L, ou seja, remoção de 76,5% com taxa média de consumo de 0,34 mg/dia enquanto que no tanque secundário da rodada presente de testes, a redução apresentou uma taxa média de 0,38 mg/dia e a quantidade removida foi equivalente a 85,3% do inicial (concentração de íons  $\text{PO}_4^{3-}$  reduzida de 12,06 para 1,77 mg/L), conforme apresentado na Figura 18.

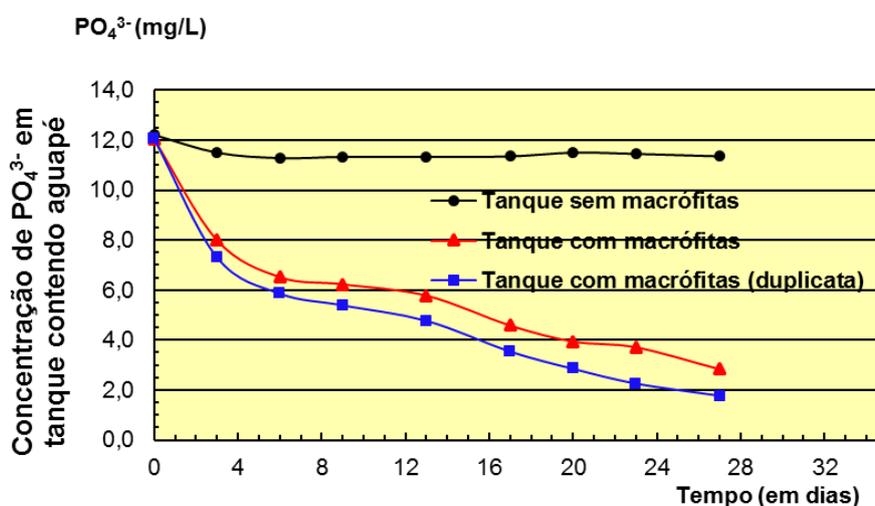


Figura 18: Resultados da influência exercida pela temperatura durante a absorção dos nutrientes por macrófitas para  $\text{PO}_4^{3-}$ . A linha em cor preta representa o tanque sem macrófitas (controle), o tanque contendo macrófitas está em cor vermelha e a duplicata com macrófitas está em cor azul.

Resultados interessantes foram obtidos nesta série de testes, indicando que a taxa média de remoção diária (miligramas ao dia) para o íon fosfato aumentou sensivelmente com o aumento da temperatura (de 0,29 mg/dia nos experimentos de remoção de N e P para 0,36 mg/dia nos testes de influência da temperatura) mas a porcentagem de remoção média

total manteve-se no mesmo patamar (80,6% nos experimentos de remoção de N e P que consistem a primeira rodada de testes após os ensaios de viabilidade; 80,9% nos testes de temperatura, segunda rodada de testes).

#### 4.5 Efeitos da luminosidade controlada nos ensaios

Para encerrar a parte experimental, foram realizados os testes sobre influência e efeitos da luminosidade na absorção de nutrientes pelas macrófitas que seguiram os mesmos procedimentos utilizados nos testes de influência da temperatura com um perfil um pouco mais elevado de temperatura ambiente devido ao início da primavera (média da temperatura mínima = 20,7 °C, média da temperatura máxima = 26,5 °C). Como variável experimental, foi limitada a quantidade de luz solar através da utilização de uma tampa de EPS suportada por um suporte de PVC montado a 60 cm de distância em relação ao fundo de cada tanque, como descrito no item 3.3 e visto na Figura 11. Como nos ensaios anteriores, os tanques principal e secundário (ambos contendo plantas) de luminosidade foram acompanhados do respectivo tanque controle (ausência de plantas neste).

**Tabela 4: Luminosidade (lux) e médias durante os testes de luminosidade.**

Amostra	Tq-5	Tq-6	Controle	Externo
01	537	474	321	6860
02	600	410	560	5070
03	350	230	239	2230
04	460	370	488	1570
05	371	610	359	4230
06	771	606	980	9890
07	262	301	490	1311
08	333	345	403	2657
09	544	601	877	3060
10	897	765	881	7718
Média	513	471	560	4460
(% Externo)	(11,5%)	(10,6%)	(12,6%)	(100%)

Observa-se que a luminosidade média aferida no interior dos tanques principal, secundário e respectivo controle (quantidade de luz que alcança as folhas de *E. crassipes* e afeta o ensaio) variou de forma bastante regular entre 10,6% e 12,6% da luminosidade medida no ambiente externo, o que indica que a tampa de EPS surtiu efeito controlado como desejado para o estudo.

Com relação ao parâmetro  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ , observa-se que as curvas obtidas (Figura 19) foram bastante semelhantes aos demais testes, exceto que o tempo necessário para a remoção total deste nutriente foi de dezesseis dias (23% mais lento que o obtido nos testes de temperatura) apesar dos testes de luminosidade terem sido realizados em uma temperatura ambiente ligeiramente superior aos testes de temperatura, o que deveria aumentar a velocidade de consumo do nutriente como visto nos itens anteriores.

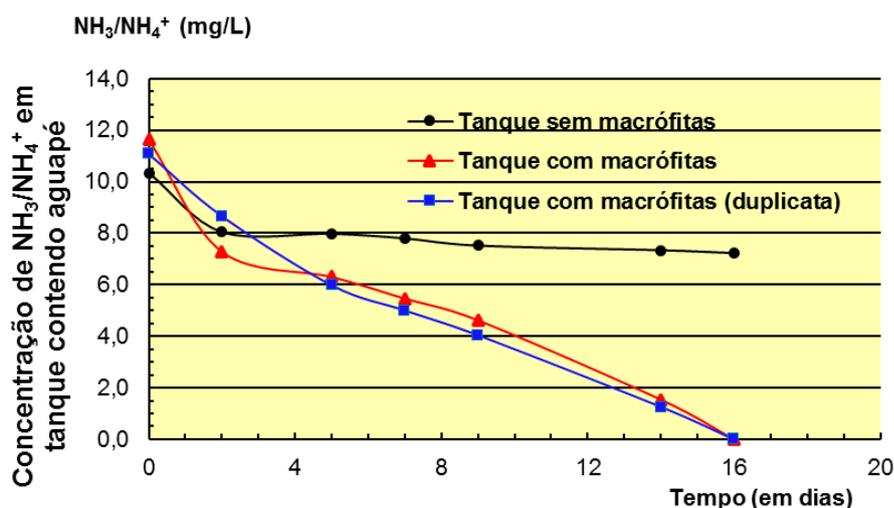
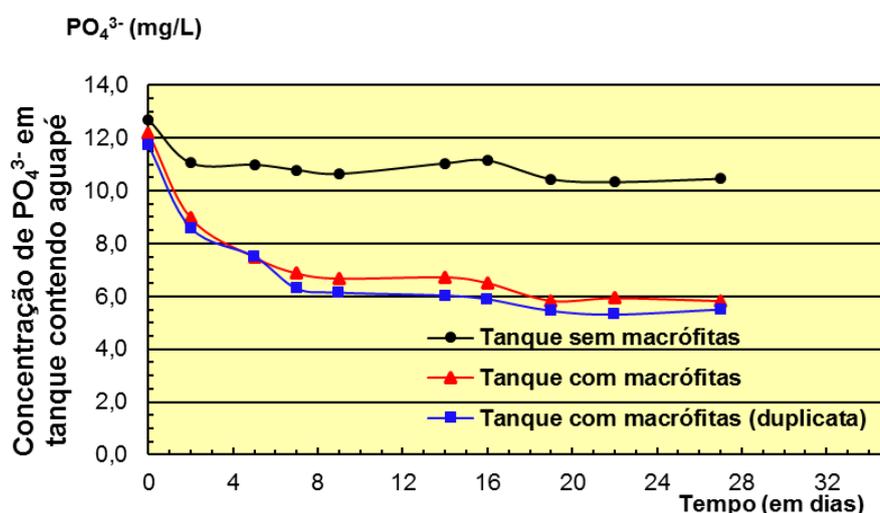


Figura 19: Resultados para  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  dos efeitos da luminosidade nos ensaios.

Verifica-se que o tanque controle deste ensaio de luz solar praticamente não foi afetado pela redução da luminosidade em relação ao tanque controle dos ensaios sobre a influência da temperatura, com redução de 10,34 para 7,23 mg/L (remoção de 30,0%, taxa média de 0,19 mg/dia). Já para o tanque principal deste presente teste, observou-se queda do valor inicial de 11,62 mg/L para zero (remoção de 100%), mas a taxa média diária caiu para 0,73 mg/dia (92,4% da média observada nos testes de temperatura). Similarmente, o tanque secundário (réplica com plantas)

apresentou remoção de 100% do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  (de 11,07 mg/L para zero), com taxa média diária de 0,69 mg/dia (87,3% da média observada nos testes de temperatura). Estes resultados sugerem que a remoção do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  por *E. crassipes* pode ocorrer em ambiente com menor luminosidade (100% de remoção nos dois testes) mas a taxa média diária de remoção (velocidade com a qual as plantas absorvem este nutriente) mostra uma certa dependência da luminosidade visto que mesmo em uma temperatura média mais alta, fator que deveria aumentar a taxa de remoção do nutriente, o consumo total deste par de nutrientes foi mais lento.

Na mesma condição de baixa luminosidade, foi estudado o efeito na capacidade de remoção do íon fosfato, estando os resultados demonstrados na Figura 20.



**Figura 20: Resultados para  $\text{PO}_4^{3-}$  dos efeitos da luminosidade controlada nos ensaios.**

Durante o intervalo do ensaio de vinte e sete dias, o tanque controle apresentou uma queda do íon  $\text{PO}_4^{3-}$  de 12,70 para 10,45 mg/L (remoção de 17,7%, taxa média de 0,08 mg/dia), comportamento similar ao observado nos tanques controle das demais séries de testes. Já para os testes realizados nos tanques contendo os espécimes vegetais, ocorreu uma enorme redução na capacidade de eliminação deste íon em relação aos testes anteriores. O tanque principal (com plantas) que foi iniciado com 12,19 mg/L, apresentou estabilização final em 5,82 mg/L (remoção de

apenas 52,3%, taxa média de consumo de 0,23 mg/dia) enquanto que o tanque secundário (duplicata com plantas), iniciado com 11,72 mg/L, apresentou valor de estabilização final igual a 5,50 mg/L (remoção de 53,1%, taxa média de consumo de 0,23 mg/dia).

Destes resultados pode ser teorizado que a remoção do íon fosfato em solução aquosa pela *E. crassipes* é bastante dependente da disponibilidade de luz, tanto sob o ponto de vista de capacidade de remoção quanto pela taxa diária que a mesma ocorre. Não foram encontrados trabalhos relacionando a luminosidade e taxa de remoção de nutrientes por *E. crassipes*.

## 5. DISCUSSÃO

De fato, durante o delineamento experimental dos ensaios, a massa definida arbitrariamente de 600 gramas de aguapé foi aumentada para 1000 gramas, em volumes de 50 litros de água. Diversos autores ao realizarem trabalhos parecidos em áreas ao ar livre utilizam uma medida de massa de plantas por metragem quadrada, entretanto muitos destes autores não definem com precisão a metodologia de pesagem das plantas. Este trabalho decidiu, portanto, em vez de utilizar a área da superfície líquida, o volume de efluente tratado, por ser mais preciso e gerar resultados mais confiáveis e, também, definiram-se os procedimentos utilizados na pesagem das plantas. A concentração de nutrientes avaliados no efluente foi definida arbitrariamente em 10 mg/L.

Realizados os estudos de recapitulação da literatura, encontraram-se raros trabalhos que avaliam a luminosidade de forma aplicada ao contexto de remoção de nutrientes contidos em água. Entretanto, pesquisas evidenciam a influência da luminosidade em crescimento e desenvolvimento de plantas que apresentam a capacidade de reprodução assexuada, a exemplo da macrófita *E. crassipes* (Methy et al, 1990). De acordo com a luminosidade em ensaios realizados em ambientes interno e externos, muitas espécies de macrófitas oferecem respostas morfológicas, da mesma maneira que a influência da temperatura. No caso do aguapé, estas adaptações ocorrem principalmente nas raízes, folhas e estolões. O aguapé, a exemplo dos demais vegetais, apresenta adaptações morfológicas nas quais as raízes desenvolvem-se lateralmente dependendo da oferta de nutriente fósforo no efluente aquoso.

Como avaliado nesta pesquisa, o aguapé *E. crassipes* apresenta potencial deveras promissor para a remoção dos nutrientes  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  de efluentes líquidos, uma vez que se constatou que no período de dezoito dias houve remoção total do nitrogênio amoniacal e no intervalo de trinta e três dias foram removidos cerca de 80% do fosfato (resultados dos testes de absorção de nutrientes), partindo de concentrações iniciais de 10 mg/L de ambos os íons.

Verificou-se que a taxa média de remoção diária depende diretamente da temperatura na faixa avaliada nos testes, ou seja, temperaturas mais elevadas,

até o limite de 30 graus Celsius, favorecem o aumento da cinética de absorção dos nutrientes. Comparando-se os testes de absorção de nutrientes (primeira e segunda rodadas de ensaios) com os testes de influência da temperatura (terceira e quarta rodada de testes), observou-se que um aumento de apenas 3,5 °C na média da temperatura máxima resultou em um ganho de quase 30% na taxa média de remoção do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  e quase 20% na taxa média de remoção do fosfato.

Adicionalmente, verificou-se que a quantidade de luz solar afeta, de forma seletiva, a capacidade de absorção e a taxa média de remoção para cada um dos íons avaliados. A exposição a apenas 10% da luminosidade ambiental típica manteve a eficiência de absorção, mas reduziu em cerca de 10% a taxa média de remoção para o nitrogênio amoniacal. Diferentemente, o mesmo decréscimo de luminosidade reduziu a eficiência e a taxa média de remoção do íon fosfato em aproximadamente 35% (comparação dos resultados dos testes de temperatura com os testes da influência da luminosidade controlada) ainda que a temperatura média nos testes de luminosidade fosse 2,3 °C superior.

Ao pesquisar o efeito causado por condições distintas de temperatura, determinou que a temperatura ótima de 30 graus Celsius exerce influência positiva no quesito metabolismo e desenvolvimento das plantas de maneira que quanto mais elevada a temperatura até este ponto ótimo para o aguapé *E. crassipes*, maior é a absorção dos nutrientes do efluente aquoso.

Apesar dos poucos dados disponíveis provenientes de trabalhos similares envolvendo a remoção de nitrogênio amoniacal e/ou fosfato de efluente aquoso pela macrófita *E. crassipes*, com foco em temperatura e luminosidade, as pesquisas publicadas corroboram os resultados observados e obtidos no presente estudo. Ayyasami et al. (2009), utilizando *E. crassipes*, em seus experimentos obtiveram uma remoção de 64% de nitrato em efluentes com concentração de 100 mg/L e remoção de 80% em concentrações de 200 mg/L. Verificaram ainda que em concentrações acima de 500 mg/L a remoção destes compostos utilizando esta macrófita é reduzida.

Outros autores avaliando de forma comparada a remoção de nutrientes por macrófitas, estabeleceram referenciais de forma a permitir que se afirme que de forma relativa a outras espécies vegetais, a macrófita flutuante *E. crassipes* é extremamente eficiente na remoção destes compostos por meio

dos sistemas de alagadiços (*wetlands*). Fu e He (2012) avaliaram experimentalmente cinco macrófitas (*Acorus calamus*, *Lythrum salicaria*, *Monochoria korsakowii*, *Alisma orientale* e *Sagittaria sagittifolia*) e a *M. korsakowii* apresentou a maior taxa de crescimento, demonstrando grande potencial para a remoção de fósforo e nitrogênio devido a morfologia de suas raízes que provêm uma interação mais significativa com o efluente. Estes autores obtiveram uma taxa de até 96,1% e 94,9% para a remoção de fósforo e nitrogênio, respectivamente. Certamente, a taxa de crescimento e o ganho de massa estão relacionados a absorção de nutrientes que se alojam no tecido celular do vegetal.

Utilizando *E. crassipes* e *Pistia stratiotes*, Henry-Silva e Camargo (2008) analisaram o tratamento de efluentes da indústria de produção de bovinos. Estes autores obtiveram os seguintes valores para a remoção de fósforo: 41,9% no ensaio controle sem plantas, 71,6% no ensaio contendo *E. crassipes* e 69,9% no experimento com presença de outra espécie de macrófita, a planta aquática *P. stratiotes*. Dentre os resultados de absorção dos compostos nitrogenados, os valores de remoção foram: 14,8% no tanque controle, 54,3% no tanque com *E. crassipes* e 54,5% no tanque com *P. stratiotes*. Conforme estes autores, a eficiência desses sistemas depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e da espécie utilizada. Embora não haja diferença significativa nos resultados para as duas espécies estudadas, estes autores observaram um maior ganho de massa pela macrófita *E. crassipes*.

De acordo com outras pesquisas, a planta *E. crassipes* responde positivamente a adição de até 5,5 mg/L de nitrogênio, mas, conforme discutido anteriormente, altas concentrações reduzem a absorção e o crescimento das plantas (Ayyasami et al., 2009).

Os pesquisadores Petruccio e Esteves (2000) verificaram que a absorção de nutrientes por *E. crassipes* é mais eficiente que a absorção realizada por *Salvinia auriculata*. Estes autores utilizaram três concentrações de nitrogênio amoniacal (1 mg/L, 5 mg/L e 10 mg/L) e de fosfato (0,6 mg/L, 3 mg/L e 6 mg/L) e obtiveram taxas de absorção mais elevadas para o elemento fósforo em relação ao nitrogênio. Note que a grande maioria dos trabalhos examina a absorção destes nutrientes de forma conjunta, ou seja, estudam plantas em efluentes contendo fosfato e nitrogênio amoniacal simultaneamente. Os valores

obtidos de reduções de acordo com estes autores foram de 85% e 97% para nitrogênio e fósforo, respectivamente. Sugeriram que o correto manejo destas espécies vegetais pode reduzir a eutrofização em lagoas. A presente pesquisa efetuou o correto manejo das plantas. Devido ao período de ensaios não ter se estendido muito mais que um período de trinta dias, não foi necessário remover folhas caídas na superfície do efluente que poderiam influenciar a concentração do mesmo devido ao processo de decomposição. E, após findados os testes, na medida do possível as plantas foram encaminhadas para cultivo em áreas naturais ou descartadas em canais fluviais de forma a exercer suas funções biológicas e alimentar as espécies presentes neste ambiente.

Jayaweera e Kasturiarachchi (2004) adicionalmente estudaram o potencial de fitorremediação de efluentes industriais, em um período um pouco mais longo que o período deste presente trabalho, utilizando igualmente espécimes de *E. crassipes* durante quinze semanas, empregaram várias concentrações de  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  (de 7 a 112 mg/L) e  $\text{PO}_4^{3-}$  (de 2 a 30 mg/L). Concluíram que esta espécie pode ser considerada promissora para a remoção destes íons (remoção de 100% em aproximadamente nove semanas). Verificaram também que as plantas apresentam melhor desempenho entre seis e nove semanas de vida e após este período, é sugerida a substituição das mesmas. Os mecanismos predominantes de redução foram assimilação e denitrificação para o nitrogênio amoniacal e assimilação e sorção para o fosfato.

Uma característica notável referente ao delineamento experimental dos ensaios desta, é o fato dos ensaios terem sido feitos com água direta da fonte, no caso, da Lagoa da Saudade, que possui uma fonte, mantendo a água sempre em boa qualidade para os vegetais que nela habitam, em detrimento da utilização de água destilada. Este cuidado adicional tem como finalidade prover todos os recursos necessários para o metabolismo da macrófita analisada, visto que além do nitrogênio e do fósforo, as macrófitas necessitam de outros nutrientes naturalmente encontrados em águas naturais. De forma diferente, algumas pesquisas utilizam soluções nutritivas adicionadas à água destilada. Entretanto a coleta direta da água da lagoa é mais vantajosa na medida que oferece menor custo à realização dos ensaios. Decidiu-se arbitrariamente, acrescentar os dois nutrientes simultaneamente nos tanques

contendo o efluente avaliado, seguindo a heurística utilizada predominantemente nas pesquisas de absorção de nitrogênio amoniacal e fosfato, evitando, portanto, que um dos nutrientes que por ventura possa ser esgotado não se tornasse fator limitante em relação ao outro nutriente necessário à macrófita.

Vários autores ressaltam a eficiência da *E. crassipes* comparadas a outras espécies. Algumas raras revisões estudaram mais dezenas de espécies e concluíram que a *E. crassipes*, de fato, é muito eficiente comparada as demais na remoção de nutrientes de efluentes aquosos. Note que no contexto deste trabalho, eficiência de remoção significa a razão de massa de nutrientes absorvida dividida pela massa de nutriente total no efluente e quanto mais próxima a 100%, mais eficiente é considerada a remoção realizada pela macrófita. Ou seja, além de ser eficiente, esta planta remove os poluentes em curtos espaços de tempo e a baixo custo.

Gossett e Norris Jr. (1971), coletaram espécimes de *E. crassipes* diretamente do Rio Guadalupe e cultivaram em laboratórios utilizando água contendo quantidades distintas de nitrato e fosfato. Neste trabalho realizado em terras mexicanas, a quantidade destes elementos contidas no tecido vegetal foi determinada e comparada com o efluente no qual as plantas cresciam. Os dados obtidos evidenciaram uma correlação positiva entre a quantidade destes íons contidas no vegetal e a quantidade de nitrogênio e fósforo contidos no ambiente. Os resultados observados em laboratório sugerem que o excesso de nitrogênio e fósforo são armazenados nas folhas. Estes resultados também indicam que a quantidade destes nutrientes analisada nas plantas são indicadores de eutrofização em lagos e rios.

Na questão da duração dos testes, arbitrariamente foi definida a duração de cada rodada de ensaios em um intervalo mínimo de oito dias e máximo de trinta e três dias, sendo que o critério de conclusão dos testes está ligado à estabilização ou à remoção total dos nutrientes avaliados. Critérios mais rígidos sobre estabilização da remoção dos nutrientes carecem de uma definição mais precisa na literatura pesquisada. Conforme Reddy et al. (1989), a presença de nitrogênio no efluente em concentrações entre 0.5–50.5 mg/L afeta a produtividade e o armazenamento de nitrogênio e fósforo em *E. crassipes* cultivadas em tanques a céu aberto. Houve crescimento de produtividade nesta

cultura quando o suprimento de nitrogênio foi de 5.5 mg/L. Concentrações mais altas não significaram o crescimento da população de *E. crassipes*. Houve aumento na produtividade até o conteúdo médio de nitrogênio contido no tecido vegetal de cada indivíduo atingir a concentração de 16 mg de nitrogênio por grama de massa seca. O armazenamento máximo de nitrogênio foi de 80 g/m<sup>2</sup> em plantas cultivadas em efluentes contendo 50,5 mg/L de nitrogênio. A densidade populacional das plantas afetou o armazenamento de nitrogênio. Quando os exemplares de *E. crassipes* estavam em águas com limitação de nitrogênio, o armazenamento foi reduzido em 75% durante as quatro semanas de crescimento avaliadas no estudo. Concentrações de nitrogênio de até 2,5 mg/L resultaram em aumento de armazenamento de outros nutrientes (K) e concentrações de até 5,5 mg/L resultaram no aumento de armazenamento de fósforo (P).

## 6. CONCLUSÕES

A partir dos resultados discutidos neste trabalho, obteve-se as seguintes conclusões:

1) A utilização de *E. crassipes* para a redução das espécies químicas  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$  em efluente aquoso é factível em tempos aceitáveis e com eficiência bastante alta;

2) A capacidade de remoção e a taxa diária de remoção em termos de eficiência de absorção destas espécies químicas é diretamente proporcional à temperatura do processo na faixa testada, sendo igualmente sensível para  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ ;

3) Tendo como referência a intensidade luminosa disponível, a capacidade de remoção do par  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  não foi afetada, entretanto a taxa média diária de remoção decresce com a limitação da luminosidade. Já para o íon  $\text{PO}_4^{3-}$ . Tanto a capacidade quanto a taxa média diária de absorção e remoção mostraram-se dependentes de maneira diretamente proporcional à iluminação fornecida ao mecanismo natural de remoção destes nutrientes de interesse.

## REFERÊNCIAS

AKINBILE, C. O.; YUSOFF, M. S. **Assessing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lettuce (*Pistia stratiotes*) effectiveness in aquaculture wastewater treatment.** International Journal of Phytoremediation, 2011, 14: 201-211.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços.** Revista de Saúde Pública, 1998, 32: 160-165.

ANSARI, A. A.; GILL, S. S.; KHAN, F. A.; NAEEM, M. **Phytoremediation systems for the recovery of nutrients from eutrophic waters.** Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Springer Science+Business Media Dordrecht, 2014: 239-248.

APG IV. **An update of the Angiosperm Phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV.** Botanical Journal of the Linnean Society, 2016, 181: 1-20.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th Ed. American Public Health Association, 1999, 1325 pp.

AYYASAMY, P. M.; RAJAKUMAR, R.; SATHISHKUMAR, M.; SWAMINATHAN, K.; SHANTHI, K.; LAKSHMANAPERUMALSAMY, P.; LE, S. **Nitrate Removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes.** Desalination, 2009, 242: 286-296.

AZEVEDO, L. B., van ZELM, R., LEUVEN, R. S. E. W., HENDRIKS, A. J., HUIJBREGTS, M. A. J. **Combined ecological risks of nitrogen and phosphorus in European freshwaters.** Environmental Pollution, 2015, 200: 85-92.

BIOHABITATS. Disponível em: [Http://www.biohabitats.com/projects/omnilife-stadium-100-wastewater-treatment-reuse/](http://www.biohabitats.com/projects/omnilife-stadium-100-wastewater-treatment-reuse/). Acesso em 17 de março de 2017.

BOTHE, H.; FERGUSON, S.; NEWTON, W. E. **Biology of nitrogen cycle**. Elsevier. 452 pp. 2006.

BRISSON, J.; CHAZARENC, F. **Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?** Science of the Total Environment, 2009, 407: 3923-3930.

BRIX, H. **Functions of macrophytes in constructed wetlands**. Water Science and Technology, 1994, 29: 71-78.

BUCKINGHAM, W.; BURNHAM, D.; HILL, C.; KING, P. J.; MARENBON, J.; WEEKS, M. **O Livro da Filosofia**. São Paulo: Ed. Globo, 2011, 352p.

CHISLOCK, M. F.; DOSTER, E.; ZITOMER, R. A.; WILSON, A. E. **Eutrophication: causes, consequences and controls in aquatic ecosystems**. Nature Education Knowledge, 2013, 4:10.

CHRISTE, K. O. **Polynitrogen chemistry enters the ring**. Science, 2017, 355: 351.

CLARKSON, D. T.; SANDERSON, J.; RUSSEL, R. S. **Ion Uptake and Root Age**. Nature, 1968, 220: 805 – 806.

CONN, E. E.; STUMPF, P. K. **Introdução à bioquímica**. 4<sup>a</sup> ed. São Paulo: Blucher, 1980. 525p.

CRAWFORD, N. M. **Nitrate: nutrient and signal for plant growth**. The Plant Cell, Rockville, 1995, 7: 859-868.

CREGAN, P. B., BERKUM, P. **Genetics of nitrogen metabolism and physiological/biochemical selection for increased grain crop productivity**. Theoretical and Applied Genetics, Heidelberg, 1984, 67: 97-111.

DE-BASHAN, L. E.; HERNANDEZ, J. P.; MOREY, T.; BASHAN, Y. **Microalgae growth-promoting bacteria as “helpers” for microalgae: a novel approach for removing ammonium and phosphorus from municipal wastewater.** Water Research, 2004, 38: 466-474.

DEPREZ, M. H.; RYBARCZYK, H.; WILSON, J. G.; DUCROTOY, J. P.; SUER, F.; OLIVES, R.; ELKAIM, B. **Biological impact of eutrophication in the bay of Somme and the induction and impact of anoxia.** Netherlands Journal of Sea Research, 1992, 30: 149-159.

DIGICHEM. Disponível em: [Http://www.digichem.org](http://www.digichem.org). Acesso: 22 de Abril de 2017.

FAO. **Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture - A review.** Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 2009.

FREIDEL, J. W.; BASHIR, M. O. **On the dynamics of populations and distribution of water hyacinth in the White Nile, Sudan.** pp. 94-105. In: KOCH W. **Weed Research in Sudan.** Sudan, University of Gezira, Wad Medani, 1979.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro.** Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 04 Jan. 2017.

FU, X.; HE, X. **Nitrogen and phosphorus removal from contaminated water by five aquatic plants.** International Conference on Mechatronics, Electronic, Industrial and Control Engineering, Atlantis Press, 2015: 1274-1277.

GLEICK, P. H. **Soft water paths.** Nature, 2002, 418: 273-274.

GOSSETT, D. R.; NORRIS JR., W. E. **Relationship between Nutrient**

**Availability and Content of Nitrogen and Phosphorus in Tissues of the Aquatic Macrophyte, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.** Hydrobiologia, 1971, 38: 15-28.

HALLIN, S.; HELLMAN, M.; CHOUDHURY, M. I.; ECKE, F. **Relative importance of plant uptake and plant associated denitrification for removal of nitrogen from mine drainage in sub-arctic wetlands.** Water Research, 85, 2015: 377-383.

HARPER, J. E. **Nitrogen metabolism.** In: BOOTE, K. J., BENNETT, J. M., SINCLAIR, T. R., et al. Physiology and determination of crop yield. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 1994. Chapt.11A: 285-302.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes.** Revista Brasileira de Zootecnia, 2008, 37: 181-188.

HERFJORD, T.; OSTHAGEN, H.; SAELTHUN, N. R. **The water hyacinth.** Oslo, Norwegian Agency for Development Cooperation, 1994, 39 pp. In: JAIKUMAR, M. **A review on water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and phytoremediation to treat aqua pollution in Velachery Lake, Chennai – Tamilnadu.** International Journal of Recent Scientific Research, 2012, 3: 95-102.

HEWITT, E. J.; CUTTING, C. V. **Nitrogen assimilation of plants: proceedings of a symposium held at Long Ashton Research Station, University of Bristol, 19-22 September 1977.** Londres, Academic Press, 1979, 708p.

IMAOKA, T.; TERANISHI, S. **Rates of nutrient uptake and growth of the water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms].** Water Research, 1988, 22: 943-951.

JACKSON, P. C.; HAGEN, C. E. **Products of orthophosphate absorption**

**by barley roots.** Plant Physiology, 1960, 35: 326-332.

JAYAWEERA, M. W.; DILHANI, J. A. T.; KULARATNE, R. K. A.; WIJEYEKOON, S. L. T. **Biogas production from water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) grown under different nitrogen concentrations.** Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 2007, 42: 925-932.

KNIPLING, E. B.; WEST, S. H.; HALLER, W. T. **Growth characteristics, yield potential and nutritive content of water hyacinth.** Proceedings of the Soil and Crop Science Society of Florida, 1970, 30: 51-63.

KUTTY, S. R. M.; NGATENAH, S. N. I.; ISA, M. H.; MALAKAHMAD, A. **Nutrients removal from municipal wastewater treatment plant effluent using *Eichhornia crassipes*.** International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering, 2009, 3: 414-419.

LACY, P.; COOPER, T.; HAYWARD, R.; NEUBERGER, L. **A new era of sustainability UN Global Compact-Accenture CEO study 2010.** Disponível em: [Http://www.unglobalcompact.org/docs/news\\_events/8.1/UNGC\\_Accenture\\_CEO\\_Study\\_2010.pdf](http://www.unglobalcompact.org/docs/news_events/8.1/UNGC_Accenture_CEO_Study_2010.pdf) >. Acesso em: 28 de Abril de 2017.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. **Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P).** Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2011, 16: 411-420.

LARSSON, C. M., INGEMARSSON, B. **Molecular aspects of nitrate uptake in higher plants.** In: WRAY, J. L., KINGHORN, J. R. Molecular and genetics aspects of nitrate assimilation. Oxford: Oxford Science, 1989, 1: 3-14.

LIDER AGRONOMIA. Disponível em:  
<http://www.lideragronomia.com.br/2012/02/aguape.html>. Acesso: 06 de Junho de 2017.

MARGUTI, A. L.; FERREIRA FILHO, S. S.; PIVELI, R. P. **Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processo de precipitação química com cloreto férrico**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008, 13: 395-404.

MARONEZE, M. M.; ZEPKA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. **A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais**. Rev. Ambient. Água, 2014, 9.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ROCHA, C. A. S. **Geoquímica de fósforo como indicadora da qualidade ambiental e dos processos estuarinos do Rio Jaguaribe – Costa Nordeste Oriental Brasileira**. Química Nova, 2007, 30(7): 1208-1214.

MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V.; KISSEL, M. **Different strategies in higher plants in mobilization and uptake of iron**. Journal of Plant Nutrition, 1986, 9: 695-713.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Copper, further elements of importance**. Principles of Plant Nutrition, 1987, 4: 537-588.

MÉTHY, M.; ALPERT, P.; ROY, J. **Effects of light quality and quantity on growth of the clonal plant *Eichhornia crassipes***. Oecologia, 1990, 84: 265-271.

MIFLIN, B. J., LEA, P. J. **The pathway of nitrogen assimilation in plants**. Phytochemistry, New York, 1976, 15: 873-885.

MORAES, D. S. L.; JORDÃO, B. Q. **Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana**. Revista de Saúde Pública, 2002, 36: 370-374.

NASA. Disponível em: [Http://www.nasa.gov/image-feature/sea-ice-and-cloud-streets-in-the-sea-of-okhotsk](http://www.nasa.gov/image-feature/sea-ice-and-cloud-streets-in-the-sea-of-okhotsk)). Acesso: 18 de Abril de 2016.

OKI, T.; KANAE, S. **Global hydrological cycles and world water resources**. Science, 2006, 313: 1068-1072.

OSÓRIO, V. K. L.; OLIVEIRA, W. **Polifosfatos em detergentes em pó comerciais**. Química Nova, 2001, 24: 700-708.

OZACAR, M. **Adsorption of phosphate from aqueous solution onto alunite**. Chemosphere, 2003, 51: 321-327.

PENFOUND, W. T.; EARLE, T. T. **The biology of the water hyacinth**. Ecological Monographs, Ecological Society of America, 1948, 18: 447-472.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. **Uptake rates of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata***. Revista Brasil Biologia, 2000, 60: 229-236.

RABALAIS, N. N. **Nitrogen in Aquatic Ecosystems**. Ambio, 2002, 31: 102-112.

REDDY, K. R. **Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing macrophytes**. Journal of Environmental Quality, 1983, 12: 137-141.

REDDY, K. R.; TUCKER, J. C. **Productivity and Nutrient Uptake of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes* I. Effect of Nitrogen Source**. Economic Botany, 1983, 37: 237-247.

REDDY, K. R.; AGAMI, M.; TUCKER, J. C. **Influence of nitrogen supply rates growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants**. Aquatic Botany, 1989, 36: 33-43.

REFLORA - HERBÁRIO VIRTUAL. **INCT – Herbário Virtual da Flora e dos Fungos**. Disponível em: <[Http://www.herbariovirtualreflora.jbrj.gov.br](http://www.herbariovirtualreflora.jbrj.gov.br)>. Acesso em 04 de Janeiro de 2017.

SAEED, T.; SUN, G. **A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media**. Journal of Environmental Management, 2012, 112: 429-448.

SCHEEREN, M. B.; KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; DRESSLER, V. L. **O processo Anammox como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 2011, 15: 1289-1297.

SCIENCENEWSFORSTUDENTS. Disponível em: [Https://www.sciencenewsforstudents.org/blog/scientists-say/scientists-say-eutrophication](https://www.sciencenewsforstudents.org/blog/scientists-say/scientists-say-eutrophication). Acesso: 12 de Abril de 2017.

SETENAC, H.; GRIGNON, C. **Effect of pH on orthophosphate uptake by corn roots**. Plant. Physiol, 1985, 77: 136-144.

SHIKLOMANOV, I. A. World fresh water resources. In: GLEICK, P. H. **Water in crisis. A guide to the world's freshwater resources**. Oxford: Oxford University. Press, 1993. 473 p.

SIMPSON, D.; SANDERSON, H. ***Eichhornia crassipes***. Royal Botanic Gardens, Kew 2002. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK.

SIQUEIRA, D. B.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. **Cianobactérias de água doce e saúde pública: uma revisão**. Universitas Ciências da Saúde, 2005, 3: 109-127.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. **Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems**. Environmental Pollution, 1999, 100: 179-196.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution, 2009, 24: 201-207.

SPECIESLINK. Sistema de informação distribuído para recuperação de dados de acervos de coleções biológicas e de observação em campo. Disponível em: <[Http://smlink.cria.org.br](http://smlink.cria.org.br)>. Acesso em: 18 Janeiro de 2017.

SPIRO, T. G.; STIGLIANE, W. M. Química Ambiental. 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice-Hall, 2009.

STILLINGER, F. H. **Water revisited**. Science - New Series, 1980, 209: 451-457.

SUNDARESHWAR, P. V.; MORRIS, J. T.; KOEPFLER, E. K.; FORNWALT. **Phosphorus Limitation of Coastal Ecosystem Processes**. Science, 2003, 299: 563-565.

TALEB, M. F. A.; MAHMOUD, G. A.; ELSIGENY, S. M.; HEGAZY, E. S. A. **Adsorption and desorption of phosphate and nitrate ions using quaternary (polypropylene-g-N, N-dimethylamino ethylmethacrylate) graft copolymer**. Journal of Hazardous Materials, 2008, 159: 372-379.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. Editora Artmed, 2012. 964p.

TUNDISI, J. G. **Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado**. Ciência e Cultura. 2003, 55: 31-33.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos**. Biota Neotrópica, 2010, 10: 67-75.

ULLRICH, C. I., NOVACKY, A. J. **Extra- and intracellular pH and membrane potential changes induced by  $K^+$ ,  $Cl^-$ ,  $H_2PO_4^-$ ,  $NO_3^-$  uptake and fusicoccin in root hairs of *Limnobium stoloniferum*.** Plant Physiology, Lancaster, 1990, 94: 1561-1567.

ULLRICH-EBERIUS, C. I.; NOVACKY, A.; FISCHER, E.; LÜTTGE. **Relationship between energy-dependent phosphate uptake and the electrical membrane potential in *Lemna gibba* G1.** Plant Physiology, 1981, 67: 797-801.

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G. N.; CHEN, S. **Ammonia removal from anaerobically digested dairy manure by struvite precipitation.** Process Biochemistry, 2005, 40: 3667-3674.

VAN BEUSICHEM, M. L.; KIRKBY, E. A.; BAAS, R. **Influence of nitrate and ammonium nutrition on the uptake, assimilation, and distribution of nutrients in *Ricinus communis*.** Plant Physiology, 1988, 86: 914-921.

VARGAS, M. C. **O gerenciamento integrado dos recursos hídricos como problema socioambiental.** Ambiente & Sociedade, 1999, 5: 109-134.

VIEIRA, J. G.; JACOB-LOPES, E.; MANETTI, A. G. S.; QUEIROZ, M. I. **Influência da temperatura na remoção de fosfato por microalgas em biorreatores heterotróficos.** Revista Ambiente & Água, 2012, 7: 101-109.

VON WIRÉN, N., GAZZARRINI, S., FROMMER, W. B. **Regulation of mineral nitrogen uptake in plants.** Plant and Soil, The Hague, 1997, 196: 191-199.

VYMAZAL, J. **The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience.** Ecological Engineering, 2002, 18: 633-646.

VYMAZAL, J. **Removal of nutrients in various types of constructed**

**wetlands**. Science of the Total Environment, 2007, 380: 48-65.

WEBMINERAL. Disponível em:

[Http://www.webmineral.com/specimens/picshow.php?id=1210&target=Wavellite#.WG1BBoWcHIU](http://www.webmineral.com/specimens/picshow.php?id=1210&target=Wavellite#.WG1BBoWcHIU). Acesso: 12 de Abril de 2017.

WILSON, J. R.; REES, M.; HOLST, N.; THOMAS, M. B.; HILL, G. **Water hyacinth population dynamics**. In: HILL, M. H.; CENTRE, T. D.; JIANQING, D. **Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes***. Canberra, ACIAR Proceedings 102, 2001.

WILSON, J. R.; HOLST, N.; REES, M. **Determinants and patterns of population growth in water hyacinth**. Aquatic Botany, 2005, 81: 51-67.

WU, H.; ZHANG, J.; WEI, R.; LIANG, S.; LI, C.; XIE, H. **Nitrogen transformations and balance in constructed wetlands for slightly polluted river water treatment using different macrophytes**. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20: 443-451.

YASSUDA, E. R. **Gestão de recursos hídricos: fundamentos e aspectos institucionais**. Revista de Administração Pública, 1993, 27: 5 -18.

## ANEXO I

Tabela 5: Resumo dos resultados obtidos no estudo.

Testes	Teste experimental de viabilidade dos ensaios	Experimentos de remoção de N e P por macrófitas	Influência exercida pela temperatura na absorção dos nutrientes	Efeitos da luminosidade controlada nos ensaios	
Plantas (g)	600	1000	1000	1000	
Temperatura média (°C)	n.a.	Máx. 20,7 Mín. 17,4	Máx. 24,2 Mín. 18,2	Máx. 26,5 Mín. 20,7	
Iluminação	n.a.	n.a.	n.a.	10% da externa	
Duração (dias)	8 (nitrogênio) 8 (fosfato)	18 (nitrogênio) 33 (fosfato)	13 (nitrogênio) 27 (fosfato)	16 (nitrogênio) 27 (fosfato)	
Remoção (%)	29,4 C(NH <sub>3</sub> )	29,2 C(NH <sub>3</sub> )	25,0 C(NH <sub>3</sub> )	30,0 C(NH <sub>3</sub> )	
	60,0 P(NH <sub>3</sub> )	98,6 T1(NH <sub>3</sub> )	100,0 T3(NH <sub>3</sub> )	100,0 T5(NH <sub>3</sub> )	
	3,0 C(PO <sub>4</sub> )	100,0 T2(NH <sub>3</sub> )	100,0 T4(NH <sub>3</sub> )	100,0 T6(NH <sub>3</sub> )	
	40,8 P(PO <sub>4</sub> )	0,1 C(PO <sub>4</sub> )	7,0 C(PO <sub>4</sub> )	17,7 C(PO <sub>4</sub> )	
Taxa (mg/dia)		70,0 T1(PO <sub>4</sub> )	76,5 T3(PO <sub>4</sub> )	52,3 T5(PO <sub>4</sub> )	
		91,2 T2(PO <sub>4</sub> )	85,3 T4(PO <sub>4</sub> )	53,1 T6(PO <sub>4</sub> )	
		0,37 C(NH <sub>3</sub> )	0,16 C(NH <sub>3</sub> )	0,20 C(NH <sub>3</sub> )	0,19 C(NH <sub>3</sub> )
		0,74 P(NH <sub>3</sub> )	0,56 T1(NH <sub>3</sub> )	0,79 T3(NH <sub>3</sub> )	0,73 T5(NH <sub>3</sub> )
		0,05 C(PO <sub>4</sub> )	0,56 T2(NH <sub>3</sub> )	0,80 T4(NH <sub>3</sub> )	0,69 T6(NH <sub>3</sub> )
		0,55 P(PO <sub>4</sub> )	0,03 C(PO <sub>4</sub> )	0,03 C(PO <sub>4</sub> )	0,08 C(PO <sub>4</sub> )
		0,26 T1(PO <sub>4</sub> )	0,34 T3(PO <sub>4</sub> )	0,23 T5(PO <sub>4</sub> )	
		0,32 T2(PO <sub>4</sub> )	0,38 T4(PO <sub>4</sub> )	0,23 T6(PO <sub>4</sub> )	

Notas: C = controle, P = piloto, n.a. = não avaliado.