

**PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DE ETE DO DISTRITO**  
**URBANO DE MONTALVÃO/SP MANEJADO COM AGUAPÉ**

**THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO**

**PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DE ETE DO DISTRITO  
URBANO DE MONTALVÃO/SP MANEJADO COM AGUAPÉ**

**THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO**

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos

363.737  
S762p

Spósito, Thadeu Henrique Novais

Parâmetros físico-químicos do efluente de ete do distrito urbano de Montalvão/SP manejado com aguapé / Thadeu Henrique Novais Spósito. - Presidente Prudente, 2013.  
99f.: il.

Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade do Oeste Paulista - Unoeste, Presidente Prudente, SP, 2013.

Bibliografia.

Orientador: Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos

1. Fitorremediação. 2. Nutrientes 3. Elementos Tóxicos. 4. Poluição 5. Plantas Aquáticas 6. *Eichhornia crassipes*. I. Título.

**THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO**

**PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DO EFLUENTE DE ETE DO DISTRITO  
URBANO DE MONTALVÃO/SP MANEJADO COM AGUAPÉ**

Dissertação apresentada à Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Oeste Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Agronomia - Área de Concentração: Produção Vegetal.

Presidente Prudente, 09 de Agosto de 2013

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos  
Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE  
Presidente Prudente - SP

---

Prof. Dr. José Eduardo Creste  
Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE  
Presidente Prudente - SP

---

Prof. Dr. Hélio Grassi Filho  
Universidade Estadual Paulista - FCA/UNESP  
Botucatu - SP

## **DEDICATÓRIA**

A Deus, minha família, minha noiva, amigos, colegas de trabalho e orientador pelo apoio, força, incentivo, companheirismo e amizade. Sem eles nada disso seria possível.

## AGRADECIMENTOS

- Primeiramente a Deus por me amparar nos momentos difíceis, me dar força interior para superar as dificuldades, mostrar os caminhos nas horas incertas.
- A Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE pelo apoio financeiro, todo suporte técnico e logístico que foi prestado.
- A Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, empresa na qual disponibilizou a área para realização do experimento, o efluente, água potável e colaboradores em todas as logísticas necessárias, um agradecimentos a todos os colaboradores da empresa que direta ou indiretamente colaboraram na realização deste trabalho.
- Agradecimento em especial ao Superintendente Regional da SABESP Engenheiro Antero Moreira França Junior e ao Engenheiro Gilmar Peixoto que foram os responsáveis por essa parceria. E a três colaboradores que foram fundamentais para o início e durante a construção dessa parceria Luciano Silva Oliveira, Lairto Gomes Silva e Milson César Pagliarini.
- Ao amigo e orientador Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos, por acreditar em mim, e confiar o desenvolvimento desse trabalho em minhas mãos e por me mostrar o caminho e gosto pela ciência, fazer parte da minha vida nos momentos bons e ruins, e por ser exemplo.
- Ao amigo, professor Dr. Carlos Sérgio Tiritan coordenador do curso de graduação em agronomia da UNOESTE por todo seu apoio, ensinamentos e ajuda que foi de suma importância nessa pesquisa.
- À minha família, meus pais Valdir e Edimarcia e ao meu querido irmão Victor Hugo a qual amo muito, pelo carinho, paciência e incentivo, pois sem vocês nada disso seria possível.

- Aos amigos que fizeram parte desses momentos sempre me ajudando e incentivando, em especial a aqueles que viveram de perto essa luta e principalmente a todo o pessoal de Gião.
- Aos meus colegas de trabalho em especial a Isabela Marega Rigolin, por apoiar e ajudar na minha pesquisa, e aos técnicos do laboratório de análise de solos e tecidos vegetais, Viviane e Luciana que participaram diretamente deste trabalho e me ajudaram em todos os momentos e também aos colaboradores do viveiro de plantas da universidade José Luiz e Flavio que foram de fundamental importância na instalação do experimento, e também a todos os colegas de trabalho da ETEC Prof. Dr. Antônio Eufrásio de Toledo.
- Aos meus amigos que direta ou indiretamente ajudaram nesse trabalho, seria injusto cita-los e esquecer algum, mas em especial a três que não mediram esforços em muitos dos seus finais de semana me auxiliando desde a instalação do experimento até a sua conclusão Rafael Gervasoni, Vitor Bazote e Cleber Adriano Ruiz. Não esquecendo a arquiteta Marcela Vieira do Carmo que esteve presentes em varias etapas do projeto e acompanhou e ajudou muito na pesquisa.
- Ao André responsável pelo laboratório de águas da Universidade do Oeste Paulista – UNOESTE, que foi quem auxilio em todas as análises de DBO e DQO, e disponibilizou seus conhecimentos, laboratórios, equipamentos e o mais importante o seu tempo para auxiliar e ensinar a desenvolver as análises.
- Em especial a minha noiva Viviane que sempre me apoiou nas minhas decisões, e que com muita paciência, incentivo colaborou nos momentos difíceis e de cansaço dando força e animo.

“Se os bons combates eu não combater  
Minha coroa não conquistarei  
Se minha carreira eu não completar  
De que vale a minha fé tanto guardar”. (Pe. Fábio de Melo)

## RESUMO

### Parâmetros físico-químicos do efluente de ETE do distrito urbano de Montalvão/SP manejado com aguapé

A pesquisa foi desenvolvida com o objetivo de obtenção de informações sobre o potencial de utilização do aguapé na limpeza do efluente de ETE do distrito de Montalvão, pertencente ao município de Presidente Prudente/SP. Para isso, foram avaliados alguns parâmetros físico-químicos do efluente e a massa da matéria seca produzida pelas plantas. O experimento foi conduzido em uma lagoa Estação de Tratamento de Efluentes (ETE Montalvão) da empresa SABESP. Para a composição dos tratamentos foram utilizados o efluente doméstico originado da ETE distribuídos em 25 células (caixas d'água) com um volume armazenado de 0,25 m<sup>3</sup> (250 litros) por célula. Os tratamentos foram caracterizados da seguinte forma: (T1) = Concentração de 100% do efluente (bruto final - descarte); (T2) = Concentração de 75% do efluente (diluição com água); (T3) = Concentração de 50% do efluente (diluição com água); (T4) = Concentração de 25% do efluente (diluição com água); (T5) = Concentração de 100% de água tratada. Os parâmetros foram determinados de acordo com a Resolução CONAMA n<sup>o</sup> 430/2011, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água. Os resultados foram submetidos à análise de variância e ao teste de comparação de médias F ao nível de 5% de probabilidade e, quando pertinente os efeitos dos tratamentos foram avaliados aplicando-se os modelos de regressão polinomial. O melhor modelo para o ajuste dos dados foi escolhido em função do grau de significância do coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>). Houve condição de desenvolvimento dos aguapés em qualquer condição de efluente, preliminarmente, observou-se que alguns parâmetros químicos do efluente foram alterados em função da presença do aguapé e também que o aguapé é um vegetal filtro, que pode ser utilizado como agente fitorremediador, foram constatado que houve uma absorção de todos os elementos presentes no efluente, de acordo com a concentração.

**Palavras-chave:** Fitorremediação, Nutrientes, Elementos Tóxicos, Poluição, Plantas Aquáticas, *Eichornia Crassipes*.

## ABSTRACT

### **Physico-chemical parameters of the effluent of the ETE urban district Montalvão / SP plied with water hyacinth**

The research was conducted with the aim of obtaining information on the potential use of water hyacinth in cleaning the effluent of ETE district Montalvão, belonging to the municipality of Presidente Prudente/SP. For this, we evaluated some physical-chemical parameters of the effluent and the dry matter produced by plants. The experiment was conducted in a pond Wastewater Treatment Plant (ETE Montalvão) company SABESP. For the composition of the effluent treatments were originated from domestic ETE. The treatments were distributed in 25 cells (water tanks) with a storage volume of 0.25 m<sup>3</sup> (250 liters) per cell. The treatments were characterized as follows: (T1) = 100% concentration in the effluent (raw final - discard); (T2) = 75% concentration in the effluent (dilution with water); (T3) Concentration = 50% wastewater (diluted with water), (T4) 25% = concentration of the effluent (dilution with water); (T5) = concentration of 100% of treated water. The parameters were determined according to CONAMA Resolution No. 430/2011 laying down the conditions and standards for effluent discharge into water bodies. The results were submitted to analysis of variance and mean comparison test F at 5% probability, and where relevant treatment effects were evaluated by applying the polynomial regression models. The best model to fit the data was selected based on the degree of significance of the coefficient of determination (R<sup>2</sup>). There was a development condition of the water hyacinth in any condition effluent preliminarily observed that some chemical parameters of the effluent were changed due to the presence of the water hyacinths and also that the water hyacinth is a vegetable filter that can be used as agents have been found phytoremediator there was an absorption of all the elements present in the effluent according to the concentration.

**Keywords:** Phytoremediation, Nutrients, Toxic Elements, Pollution, Aquatic Plants, *Eichornia Crassipes*.

## LISTA DE SIGLAS

% - Porcentagem  
 $\mu\text{S}$  - Microsiemens  
C.E. – Condutividade Elétrica  
Ca – Cálcio  
Cd – Cádmió  
cm – Centímetros  
Cr – Cromo  
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto  
g – Gramas  
K – Potássio  
L – Litros  
 $\text{m}^2$  – Metros Quadrados  
 $\text{m}^3$  – Metros Cúbicos  
Mg – Magnésio  
mg – miligramas  
Na – Sódio  
Ni – Níquel  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Amônia  
N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitrito  
N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrato  
nº - Numero  
ns – Não Significativo  
° C – Graus Celsius  
P – Fósforo  
Pb – Chumbo  
pH – Potencial Hidrogeniônico  
R\$ - Reais  
S – Enxofre  
SP – São Paulo  
T – Tratamento

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 01 -	Vista aérea da Lagoa ETE de Montalvão.....	34
FIGURA 02 -	Mapa do estado de São Paulo em destaque Pres. Prudente (Regiões Oeste).....	34
FIGURA 03 -	Tratamento preliminar (caixa de areia e gradeamento).....	35
FIGURA 04 -	Vista geral da Lagoa ETE de Montalvão.....	35
FIGURA 05 -	Caixas d'água de polietileno da marca (ISDRALIT 320 litros).....	38
FIGURA 06 -	Caixas d'água dispostas na borda cimentada da lagoa e caixas coletoras externas.....	38
FIGURA 07 -	Espaçamento entre tratamentos (100 cm), entre repetições (30 cm).....	38
FIGURA 08 -	Drenos (1/2 polegada), canaletas (2 1/2 polegada) ligado as caixas coletoras externas.....	38
FIGURA 09 -	Vista geral dos tratamentos.....	39
FIGURA 10 -	Margem de segurança em virtude da ocorrência de chuvas.....	39
FIGURA 11 -	Caixas-d'água utilizadas como reservatório de água potável.....	39
FIGURA 12 -	Diluição do efluente em água potável de acordo com o tratamento.....	39
FIGURA 13 -	Plantas de aguapé ( <i>Eichornia crassipes</i> ) jovens.....	40
FIGURA 14 -	Tanques de aclimatação.....	40
FIGURA 15 -	Distribuição das plantas ( <i>Eichhornia crassipe</i> ) nos tratamentos...	41
FIGURA 16 -	Distribuição de números iguais de 15 exemplares semelhantes..	41
FIGURA 17 -	Submersão da bomba na lagoa para captação de efluente bruto.....	41
FIGURA 18 -	Conjunto moto bomba para captação de efluente.....	41
FIGURA 19 -	Identificação com etiquetas adesivas.....	42
FIGURA 20 -	Demarcação dos níveis antes do enchimento dos recipientes.....	42
FIGURA 21 -	Etiqueta contendo o número do tratamento, repetição e diluições.....	42
FIGURA 22 -	Etiqueta contendo o número do tratamento, repetição, diluições e níveis.....	42

FIGURA 23 -	Instalação dos recipientes com efluente e distribuição dos tratamentos. ETE MONTALVÃO/PRESIDENTE PRUDENTE-SP.....	43
FIGURA 24 -	Amostras de efluente para análises químicas semanais.....	44
FIGURA 25	Lagoa, dividida e nomeada, para a coleta de amostras.....	44
FIGURA 26 -	Caixa coletora externa.....	44
FIGURA 27 -	Coleta das amostras dos tratamentos com auxílio de uma concha de alumínio.....	45
FIGURA 28 -	Homogeneização das amostras para análise.....	45
FIGURA 29 -	Envasamento das garrafas de amostras para análise.....	45
FIGURA 30 -	Fechamento e identificação das amostras.....	45
FIGURA 31 -	Devolução da sobra de amostra composta no recipiente.....	47
FIGURA 32 -	Oxímetro utilizado para leitura de oxigênio dissolvido e temperatura do efluente.....	47
FIGURA 33 -	Coleta do efluente na lagoa com auxílio de balde e corda para reposição do efluente (Quando necessário).....	47
FIGURA 34 -	Quadro para secagem das plantas antes da coleta.....	48
FIGURA 35 -	Pesagem da massa fresca (MF) e massa seca (MS) do aguapé ( <i>Eichhornia crassipes</i> ).....	48
FIGURA 36 -	Teor de $\text{NH}_4^+$ disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	52
FIGURA 37 -	Teor de P disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	53
FIGURA 38 -	Teor de K disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	54
FIGURA 39 -	Teor de Na disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	55
FIGURA 40 -	Teor de Ca disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	57
FIGURA 41 -	Teor de Mg disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	59
FIGURA 42 -	Teor de S disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	60
FIGURA 43 -	Teor de Pb disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	61
FIGURA 44 -	Teor de Cr disponível, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	62
FIGURA 45 -	Valores de (A) pH e (B) Condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$ .....	64
FIGURA 46 -	$\text{O}_2$ dissolvido, em $\text{mg L}^{-1}$ .....	65
FIGURA 47 -	Turbidez, expressa em NTU.....	67
FIGURA 48 -	Demanda Química de Oxigênio (DQO), em $\text{mg L}^{-1}$ .....	68

FIGURA 49 -	Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5$ 20°C), em $\text{mg L}^{-1}$ .....	70
FIGURA 50 -	Teor de $\text{N-NH}_4^+$ total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	72
FIGURA 51 -	Teor de P total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	73
FIGURA 52 -	Teor de K total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	74
FIGURA 53 -	Teor de Na total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	75
FIGURA 54 -	Teor de Ca total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	76
FIGURA 55 -	Teor de Mg total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	77
FIGURA 56 -	Teor de S total, em $\text{g kg}^{-1}$ .....	78
FIGURA 57 -	Teor de Pb total, em $\text{mg kg}^{-1}$ .....	79
FIGURA 58 -	Teor de Cr total, em $\text{mg kg}^{-1}$ .....	80
FIGURA 59 -	Massa de matéria seca das plantas de aguapé.....	81

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	Sistemas de tratamento dos esgotos domésticos.....	21
TABELA 2 -	Resultados médios das análises químicas de amostras de efluente e água anterior à instalação do experimento.....	36
TABELA 3 -	Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para $\text{NH}_4^+$ , $\text{NO}_3^-$ , $\text{NO}_2^-$ , Fósforo e Cálcio dos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em proporções de 0 a 100% e na presença de aguapé.....	50
TABELA 4 -	Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para Potássio (K), Magnésio (Mg), Enxofre (S), Sódio (Na) e Condutividade Elétrica (C.E.) dos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em proporções de 0 a 100% e na presença de aguapé.....	51

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	15
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	17
2.1 Caracterização Geral de Esgoto.....	17
2.2 Importância do Tratamento de Esgoto para a Sociedade e para o Ambiente.....	18
2.3 Tipos de Tratamento de Esgoto Utilizados pela Sociedade.....	20
2.3.1 Potencial de limpeza do efluente de ETE com plantas aquáticas.....	22
2.3.1.1 Sistemas de limpeza de efluente de esgoto com macrófitas.....	24
2.3.1.2 A importância ambiental das plantas aquáticas.....	26
2.3.1.3 Melhoria da qualidade do efluente de esgoto de ETE com a presença do aguapé.....	29
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
3.1 Localização da Área Experimental e Descrição do Tratamento de Esgoto da ETE.....	34
3.2 Caracterização dos Tratamentos e Delineamento Estatístico.....	36
3.3 Parâmetros para Avaliação.....	44
3.3.1 Análise físico-química do efluente.....	44
3.3.2 Análise química de tecido vegetal.....	47
3.3.3 Análise estatística dos dados.....	48
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	50
4.1 Análise Química do Efluente .....	50
4.1.1 Macronutrientes e sódio (Na).....	51
4.1.2 Elementos tóxicos chumbo (Pb) e cromo (Cr).....	60
4.1.3 Análises físico-químicas.....	62
4.2 Análise Química do Tecido Vegetal.....	71
4.2.1 Macronutrientes e sódio (Na).....	71
4.2.2 Elementos tóxicos chumbo (Pb) e cromo (Cr).....	79
4.2.3 Análise do crescimento vegetal: produção de biomassa.....	80
5 CONCLUSÃO.....	83
REFERÊNCIAS.....	84

## 1 INTRODUÇÃO

A água encontra-se disponível sob várias formas e é uma das substâncias mais comuns existentes na natureza, cobrindo aproximadamente 70% da superfície do planeta. É encontrada principalmente no estado líquido, constituindo um recurso natural renovável por meio do ciclo hidrológico.

Todos os organismos necessitam de água para sobreviver, sendo a sua disponibilidade um dos fatores mais importantes a moldar os ecossistemas (BRAGA et al., 2002). A água doce é um recurso naturalmente escasso em várias regiões do planeta e, recentemente, vem se tornando limitante também em regiões mais úmidas devido ao uso inadequado. A adoção de manejos que proporcionem a utilização da água de forma mais eficiente e conservativa pode reduzir o custo dos produtos da aquicultura, por exemplo, além de poupar água para outros setores. Além disso, a redução no uso de água diminui o volume de efluentes e, conseqüentemente do lançamento de poluentes no meio (BOYD et al., 2007).

É fundamental que os recursos hídricos apresentem condições físicas e químicas adequadas para sua utilização pelos organismos. Eles devem conter substâncias essenciais à vida e estar isentos de substâncias que possam produzir efeitos deletérios aos organismos de um sistema biológico (BRAGA et al., 2002).

Um dos meios contribuintes para a poluição da água é a falta de tratamento adequado para as águas residuárias, que são lançadas imprópriamente nos corpos d'água, alterando negativamente suas características. Segundo Von Sperling (1996) os esgotos oriundos de uma cidade são basicamente originados de três fontes distintas: os esgotos domésticos (incluindo residências, instituições e comércio), as águas de infiltração e os despejos industriais (diversas origens e tipos industriais).

Dentre os vários métodos existentes para o tratamento do esgoto bem como da água residuária gerada, existe o que emprega sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota com a finalidade de desintoxicar ambientes degradados ou poluídos São denominados de fitorremediação (DINARDI et al., 2003).

A fitorremediação possui vantagens por se caracterizar como uma tecnologia de baixo custo, podendo ser aplicada em grandes áreas, ser aplicável a

um número significativo de poluentes orgânicos e inorgânicos, ser ecologicamente e socialmente satisfatória, além de ser aplicado em procedimentos *in situ*, inclusive, em conjunto com as tecnologias tradicionais (DINARDI et al., 2003). Segundo Specialist Group on of Macrophytes in Water Pollution (2000), para realizar a fitorremediação é necessário escolher corretamente a macrófita aquática, onde o critério da escolha está intimamente associado à disponibilidade desta na região na qual será implantado o sistema.

O presente experimento teve como objetivo a obtenção de informações sobre o potencial de utilização do aguapé na limpeza do efluente de ETE do distrito de Montalvão, pertencente ao município de Presidente Prudente/SP. Para isso, foram avaliados alguns parâmetros físico-químicos do efluente e a massa da matéria seca produzida pelas plantas.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Caracterizações Geral de Esgoto

O crescimento da população humana e o acelerado desenvolvimento industrial vêm provocando degradação dos rios, através dos despejos de efluentes domésticos e industriais. Diversos ecossistemas aquáticos são comumente contaminados por efluentes contendo elevada concentração de substâncias, tais como nitrogênio, fósforo, compostos orgânicos e metais pesados (LIMONS, 2008).

Esgoto é o termo usado para caracterizar os dejetos provenientes dos diversos usos da água, como o doméstico, comercial, industrial, agrícola, em estabelecimentos públicos e outros. Esgotos sanitários são os dejetos líquidos constituídos de esgoto doméstico e industrial lançado na rede pública e nas águas de infiltração. Resíduo líquido industrial é o esgoto resultante dos processos industriais e, dependendo do tipo de indústria, pode possuir características muito específicas. Quando lançados na rede pública devem respeitar os padrões de lançamento estabelecidos (BRAGA et al., 2002).

No setor industrial destacam-se as agroindústrias como grandes poluidoras, devido, especialmente, às elevadas vazões com que geram seus resíduos ricos em carga orgânica, nutrientes (principalmente N e P), sólidos e óleos e graxas. Neste setor enquadram-se os matadouros e frigoríficos, caracterizados pelo elevado potencial poluidores. A atividade agroindustrial é um importante segmento da atividade econômica mundial, que cresce ao longo dos anos (MESS, 2006).

Os esgotos domésticos - a parcela mais significativa do esgoto sanitário - provém, principalmente, de residências e de edificações públicas e comerciais que concentram aparelhos sanitários, lavanderias e cozinhas. Apesar de variarem em função dos costumes e condições socioeconômicas das populações, os esgotos domésticos têm características bem definidas. Resultantes do uso da água pelo homem em função dos seus hábitos higiênicos e de suas necessidades fisiológicas, os esgotos domésticos compõem-se, basicamente, das águas de banho, urina, fezes, restos de comida, sabões, detergentes e águas de lavagem (BRAGA et al., 2002).

Além das variações quantitativas, as características dos esgotos sanitários variam qualitativamente em função da composição da água de abastecimento e dos diversos usos dessa água. De um modo geral, pode-se dizer que, não ocorrendo grande contribuição de despejos industriais, os esgotos sanitários constituem-se, aproximadamente, de 99,9% de líquido e 0,1 % de sólidos, em peso (BRAGA et al., 2002). Para Von Sperling (1996) os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração restante inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. Portanto, é devido a essa fração de 0,1% que há necessidade de se tratar os esgotos.

O líquido em si nada mais é do que um meio de transporte de inúmeras substâncias orgânicas, inorgânicas e microrganismos eliminados pelo homem diariamente. Os sólidos são responsáveis pela deterioração da qualidade do corpo de água que recebe os esgotos e, portanto, seu conhecimento revela-se muito importante para o conhecimento de qualquer sistema de tratamento de esgotos (BRAGA et al., 2002). Águas residuárias domésticas de concentração forte possuem demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) próximo a  $300 \text{ mg L}^{-1}$ , enquanto dejetos de suínos manejados em fossa de retenção, em unidades de crescimento e de terminação, chegam a apresentar  $DBO_5$  de  $50.000 \text{ mg L}^{-1}$  (OLIVEIRA, 1993).

É grande o número de substâncias que compõem os esgotos sanitários. Assim, para caracterização do esgoto, utilizam-se determinações físicas, químicas e biológicas, cujas grandezas permitem conhecer o seu grau de poluição e, conseqüentemente, dimensionar e medir a eficiência das estações de tratamento de esgotos. Os esgotos sanitários contêm ainda inúmeros organismos vivos, tais como bactérias, vírus, vermes e protozoários que, em sua maioria, são liberados junto com os dejetos humanos. Alguns são de suma importância no tratamento de águas residuárias, pois decompõem a matéria orgânica complexa, transformando-a em compostos orgânicos mais simples e estáveis; outros denominados organismos patogênicos são causadores de doenças (BRAGA et al., 2002).

## **2.2 Importâncias do Tratamento de Esgoto para a Sociedade e para o Ambiente**

A demanda de água está crescendo rapidamente, no mundo, à medida que a população, a atividade industrial e a agricultura irrigada se expandem. Os

processos industriais, apesar de ocuparem a segunda posição no consumo total de água com 22%, são um dos principais responsáveis pela poluição das águas, quando lançam efluentes sem tratamento adequado aos corpos d'água (MESS et al., 2009).

O homem tem utilizado a água não só para suprir suas necessidades metabólicas, mas também para outros fins, como abastecimento humano, irrigação, abastecimento industrial, geração de energia elétrica, aquicultura, diluição de dejetos entre outros. Existem regiões no planeta com intensa demanda de água, tais como os grandes centros urbanos, polos industriais e zonas de irrigação. Essa demanda pode superar a oferta de água, seja em termos quantitativos, seja porque a qualidade da água local está prejudicada devido à poluição. Tal degradação da sua qualidade pode afetar a oferta de água e também gerar graves problemas de desequilíbrio ambiental (BRAGA et al., 2002).

As águas superficiais são fontes vitais de água potável, por isso a qualidade destas águas tem recebido proteção através de legislação ambiental (RISSATO et al., 2004). Por sua importância, a água tem seus usos e classificação de acordo com sua qualidade sendo regulamentada por lei e definida como bem da União no segundo capítulo do artigo 20º da Constituição Federativa do Brasil de 1988. Porém no capítulo 26, a mesma Constituição inclui como bens dos Estados as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União (NASCIMENTO; NAIME, 2009).

O acesso aos serviços de saneamento básico é condição necessária à dignidade da pessoa humana e à sua sobrevivência. A participação do indivíduo na atividade econômica e social depende de uma vida saudável. Para tanto, é fundamental o acesso ao saneamento básico, assim como à moradia, à saúde e à educação (GALVÃO JUNIOR, 2009).

Conforme Braga et al. (2002) a disposição adequada dos esgotos é essencial para proteção da saúde pública. Muitas infecções podem ser transmitidas de uma pessoa doente para outra saída por diferentes caminhos, envolvendo as excreções humanas. Os esgotos podem contaminar a água, os alimentos, os utensílios domésticos, o solo ou serem transportados por vetores, como moscas e baratas, provocando novas infecções.

Deve-se ainda ressaltar que a importância do tratamento de esgoto não corresponde apenas à melhoria da qualidade dos corpos hídricos, mas que investimentos em saneamento básico reduzem significativamente os gastos com serviços públicos de saúde, segundo dados da Fundação Nacional da Saúde (2006), a relação de investimento em saneamento significa que a cada R\$ 1,00 investido no setor tem-se cerca de R\$ 4,00 reais economizados com saúde. Para Phillippi Junior e Sezerino (2004) a qualidade e o acesso aos serviços de saneamento estão diretamente relacionados à saúde pública. No Brasil, aproximadamente 60% dos pacientes internados em hospitais estão com alguma doença cuja origem é de veiculação hídrica e, estimativas apontam que se houvesse uma política de aplicação de verbas em saneamento básico, ou seja, tratamento de água para abastecimento e de esgotos, haveria uma economia significativa em gastos com saúde (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

Outra importante razão para tratar os esgotos é a preservação do meio ambiente. As substâncias presentes nos esgotos exercem ação deletéria nos corpos de água: a matéria orgânica pode ocasionar a exaustão do oxigênio dissolvido, causando morte de peixes e outros organismos aquáticos, escurecimento da água e aparecimento de maus odores. É possível que os detergentes presentes nos esgotos provoquem a formação de espumas em pontos de agitação da massa líquida e os defensivos agrícolas determinam a morte de peixes e outros animais. Os nutrientes exercem uma intensa fertilização da água, provocando o crescimento acelerado de vegetais microscópicos que conferem odor e gosto desagradáveis (BRAGA et al., 2002).

A oferta de saneamento básico é fundamental em termos de qualidade de vida, pois sua ausência acarreta poluição dos recursos hídricos, trazendo prejuízo à saúde da população, principalmente o aumento da mortalidade infantil (INSTITUTO..., 2010).

### **2.3 Tipos de tratamento de esgoto utilizados pela sociedade**

Segundo Von Sperling (1996) as operações, os processos e os sistemas de tratamento frequentemente utilizados para remoção de poluentes dos esgotos domésticos estão descritos na Tabela 1.

**Tabela 1.** Sistemas de tratamento dos esgotos domésticos

<b>Poluentes</b>	<b>Operação, processo ou sistema de tratamento</b>
<i>Sólidos em suspensão</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gradeamento</li> <li>• Remoção da areia</li> <li>• Sedimentação</li> <li>• Disposição no solo</li> </ul>
<i>Matéria orgânica biodegradável</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lagoas de estabilização e variações</li> <li>• Lodos ativados e variações</li> <li>• Filtro biológico e variações</li> <li>• Tratamento anaeróbio</li> <li>• Disposição no solo</li> </ul>
<i>Patogênicos</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Lagoas de maturação</li> <li>• Disposição no solo</li> <li>• Desinfecção com produtos químicos</li> <li>• Desinfecção com radiação ultravioleta</li> </ul>
<i>Nitrogênio</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Nitrificação e desinfecção biológica</li> <li>• Disposição no solo</li> <li>• Processos físico-químicos</li> </ul>
<i>Fósforo</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Remoção biológica</li> <li>• Processos físico-químicos</li> </ul>

O grau necessário a ser alcançado num determinado tratamento de esgoto sanitário varia de um lugar para outro e depende de requisitos como os usos preponderantes das águas receptoras a jusante de lançamentos dos esgotos, a capacidade do corpo de água em assimilar, por diluição e autodepuração, o líquido tratado, as exigências legais estabelecidas pelos órgãos de controle de poluição para o corpo receptor e, os usos específicos do efluente tratado (BRAGA et al., 2002).

### 2.3.1 Potencial de limpeza do efluente de ETE com plantas aquáticas

A fitorremediação é uma técnica de limpeza em que se utilizam plantas para remover poluentes do ambiente ou transformá-los em formas menos perigosas para os seres vivos. O impacto ambiental e os custos de implantação são inferiores àqueles dos métodos físicos e químicos (SALT, SMITH; RASKIN, 1998).

A técnica consiste na remoção de elementos contaminantes por meio da absorção das plantas. A técnica se vale do uso dessas ferramentas naturais para retirar poluentes não somente dos solos, mas também das águas. A biodiversidade das plantas permite um amplo espectro de ação sobre uma grande variedade de contaminantes (MELO, 2007).

A utilização da fitorremediação está difundida principalmente nos Estados Unidos e na Europa. De acordo com Accioly e Siqueira (2000), projeções anuais para os Estados Unidos apontavam, para 2005, gastos com fitorremediação na ordem de 100-200 milhões de dólares. Quando comparada com técnicas tradicionais, como bombeamento e tratamento, ou remoção física da camada contaminada, a fitorremediação é vantajosa, principalmente por sua eficiência (PIRES et al., 2005) e baixo custo (SURSALA; MEDINA; MCCUTCHEON, 2002).

Segundo Dinardi et al. (2003) a fitorremediação oferece várias vantagens que devem ser levadas em conta. Grandes áreas podem ser tratadas de diversas maneiras, a baixo custo, com possibilidades de remediar águas contaminadas, o solo e subsolo e ao mesmo tempo embelezar o ambiente. Entretanto, o tempo para se obter resultados satisfatórios pode ser longo. A concentração do poluente e a presença de toxinas devem estar dentro dos limites de tolerância da planta usada para não comprometer o tratamento. Riscos como a possibilidade dos vegetais entrarem na cadeia alimentar, devem ser considerados quando empregar esta tecnologia.

Além disso, os benefícios da aplicação dessa técnica são os seguintes: baixo investimento tem a capacidade de remediar mais de um elemento no mesmo local, apresenta facilidade de manejo, pode ser reutilizada para outros fins além de ser aceita esteticamente pela sociedade (MARTINS, 2008).

O sucesso do tratamento empregando plantas aquáticas vai além do baixo custo, uma vez que existem muitas possibilidades de reciclagem da biomassa

produzida que pode ser utilizada como fertilizante, como ração animal, geração de energia (biogás ou queima direta), fabricação de papel, extração de proteínas para uso em rações, extração de substâncias quimicamente ativas de suas raízes para uso como estimulante de crescimento de plantas (DINARDI et al., 2003).

A eficiência destes sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. É importante salientar que os processos de remoção de nutrientes nestes sistemas ocorrem não somente pela absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mas também por uma combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, como sedimentação, absorção e transformação do nitrogênio pelas bactérias (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

Ao manejar as plantas aquáticas devem-se ter cuidados ao se lhes introduzir ou retirar uma população. As decisões referentes ao gerenciamento dessas plantas devem ser tomadas levando-se em consideração análises físicas e químicas além de estudos envolvendo o ciclo vegetativo. Esses entendimentos servirão de base para a utilização consciente das espécies na minimização de nutrientes e da conservação dos sistemas naturais.

A eutrofização é mais frequente em lagos e represas que em rios, devido às condições ambientais mais favoráveis como exemplo, baixa turbidez e menor velocidade da água, favorecendo o surgimento de algas e outras plantas (VON SPERLING, 1996).

No Brasil, Henry-Silva e Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas e povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiros de tilápia-do-nilo. Os autores constataram que as *wetlands* povoadas com *E. crassipes* e *Pistia stratiotes* foram mais eficientes nas remoções de N total (46,1 e 43,9%, respectivamente) e P total (82,0 e 83,3%, respectivamente) do que a *wetland* povoada com *Salvinia molesta* (42,7% de nitrogênio total e 72,1% de fósforo total). A existência de um organismo é determinada por uma faixa denominada limite de tolerância, ou seja, os limites mínimos e máximos de determinados fatores ambientais, tais como, temperatura, luminosidade e nutrientes, dentre os quais um organismo consegue viver e se reproduzir (ODUM, 1988). O conhecimento destes fatores é de grande importância em estudos sobre produção primária de macrófitas aquáticas, uma vez que estes vegetais podem em condições

próximas aos seus limites de tolerância realizar somente os processos fotossintéticos suficientes para a sua sobrevivência.

Por outro lado, pode ocorrer um incremento na produção primária e conseqüentemente um aumento da reprodução sexuada e vegetativa quando as características ambientais são favoráveis (GOPAL, 1990). Quando isso ocorre, determinadas espécies de macrófitas aquáticas podem crescer excessivamente afetando e prejudicando a utilização dos corpos d'água. Geralmente, essas condições ótimas de desenvolvimento ocorrem devido às ações humanas, principalmente através do lançamento de efluentes orgânicos, que promovem o aumento da disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, favorecendo o crescimento de macrófitas aquáticas (SESHAVATHARAM, 1990). É necessário, portanto, para o controle e manejo adequado de macrófitas aquáticas, o conhecimento das condições ambientais ótimas para o seu crescimento, assim como os aspectos biológicos e autoecológicos das espécies (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

Apesar de diversos trabalhos comprovarem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos (LIN et al., 2005; GREENWAY, 2005) estudos sobre a utilização desses vegetais no tratamento de efluentes de aquicultura são recentes no Brasil (BIUDES, 2007; HENARES, 2008; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008).

### **2.3.1.1 Sistemas de limpeza de efluente de esgoto com macrófitas**

As plantas aquáticas são conhecidas como macrófitas aquáticas (macro = grande, fita = planta). Esse termo é utilizado para descrever o conjunto de vegetais adaptados ao ambiente aquático. São vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos, isto é, debaixo d'água. As macrófitas aquáticas são, em sua grande maioria, vegetais terrestres que ao longo de seu processo evolutivo, se adaptaram ao ambiente aquático, por isso apresentam algumas características de vegetais terrestres e uma grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes, o que torna sua ocorrência muito ampla (UNIVERSIDADE..., 2010).

Independente do tipo ecológico da macrófita aquática (flutuantes, emersas, submersas, com folhas flutuantes), as principais características para contribuir positivamente para o desempenho da wetland são: (1) rápido crescimento; (2) alta capacidade de assimilação de nutrientes; (3) grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa; (4) tolerância às características físicas e químicas do efluente e (5) tolerância às condições climáticas locais (TANNER, 1996).

O aguapé pode ser um confiável bio-indicador de poluição hídrica, por apresentar alterações significativas em sua composição química e em sua fisiologia, quando se desenvolve em ambientes poluídos. Por exemplo, plantas cuja parte aérea é baixa, de coloração amarelada e com sistema radicular longo (de 70 a 80 cm) são indicativos de um ambiente com baixa ou nenhuma poluição; plantas com parte aérea alta (50 a 70 cm) esverdeada, com sistema radicular curto e pouco volumoso, indicam presença de elevada poluição orgânica ambiental (MAFEI, 1988).

Segundo Fett (1991) plantas com desenvolvimento reduzido e folhas com sinais de clorose e de apodrecimento podem indicar níveis excessivos de poluentes inorgânicos no meio líquido. Pescod (1992) informa que uma das alternativas ecológicas mais usadas em vários países do mundo emprega o aguapé como agente fitodepurador.

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é um tipo de planta propícia para o tratamento de águas residuárias (GRANATO, 1995), por possuir rápido crescimento e facilidade de adaptação, aliado à sua intensa assimilação de nutrientes (BALLEM et al., 2007), características de robustez associada a uma grande capacidade de crescimento vegetativo, capacidade de resistir a águas altamente poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e variações de temperatura (SALATI; SALATI FILHO; SALATI, 2009).

Para Dinardi et al. (2003) os diversos sistemas de lagoas para aplicação das macrófitas podem ser constituídos dependendo das características de cada planta ou do sistema de lagoa que se deseja empreender, como:

- **Sistemas baseados em macrófitas aquáticas flutuantes (enraizadas ou livres):**

Trata-se de plantas com seus tecidos fotossintéticos flutuantes e com raízes longas livres ou enraizadas, dependendo da profundidade do meio a ser tratado.

- **Sistemas baseados em macrófitas submersas:**

Trata-se de plantas com os seus tecidos fotossintéticos completamente imersos. As principais espécies que integram este tipo são: *Elodea canadensis*, *Elodea nuttali*, *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Cabomba caroliniana*, *Miriophyllum heterophyllum*, *Potamogeton spp.*

- **Sistemas baseados em macrófitas aquáticas emergentes:**

Na concepção de um sistema de tratamento é possível optar por um destes tipos, isoladamente ou combiná-los, seja entre si, ou com órgãos de sistemas convencionais de depuração.

### 2.3.1.2 A importância ambiental das plantas aquáticas

Plantas aquáticas como o aguapé é uma planta que tem mostrado bons resultados no tratamento de efluentes diversos, considerada aquática flutuante, constituída por aproximadamente 95% de água e sua altura varia desde alguns centímetros até cerca de um metro, suspensas na água (PERAZZA et al.; 1885). É originária da região tropical da América Central (KAWAI; GRIECO, 1983), encontra-se distribuída em todos os continentes, nas latitudes semitropicais e tropicais e em alguns países de clima temperado (METCALF; EDDY, 1991) e, diante da inexistência de limitações nutricionais, desenvolve-se aceleradamente em regiões de clima quente (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Segundo Esteves (1998) o aguapé (*Eichhornia crassipes*) é um vegetal classificado como monocotiledônea, flutuante, pertencente à família das Pontederiaceae, ordem Pontederiales.

Para Moraes e Rodrigues (2002), a capacidade das plantas aquáticas de reterem nutrientes atraiu cada vez mais o interesse de pesquisadores, pois a oferta de nutrientes resulta na proliferação das macrófitas, pois nos reservatórios eles encontram condições propícias para crescimento.

O sistema radicular do aguapé funciona como um filtro mecânico, pelo qual o material particulado existente na água é adsorvido. Com isso, passa a ser um agente de despoluição, reduzindo a taxa de coliformes e turbidez das águas poluídas, criando assim um ambiente rico em atividades de fungos e bactérias

(ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Por necessitarem de altas concentrações de nutrientes para seu desenvolvimento, as macrófitas aquáticas são utilizadas com sucesso na recuperação de rios e lagos poluído, pois suas raízes podem absorver grandes quantidades de substâncias tóxicas, além de formarem uma densa rede capaz de reter as mais finas partículas em suspensão (LEITÃO JUNIOR et al., 2007).

Frequentes estudos com macrófitas aquáticas apontam as questões para estabelecerem os fatores que determinam a sua dinâmica. Os modelos básicos de distribuição e desenvolvimento da vegetação aquática geralmente são explicados pelas relações fisiológicas entre as plantas e as condições ambientais e na tolerância e na habilidade para crescer nestas diferentes condições. Os principais padrões de crescimento desses vegetais estão relacionados com a luminosidade, o pH, a alcalinidade, a temperatura, a disponibilidade de nutrientes, a salinidade, a velocidade da corrente, a variação no nível d'água e com os processos ecológicos, sendo que sobre uma população ou sobre um indivíduo as variáveis abióticas e bióticas atuam em conjunto (MURPHY, 2002; BARENDREGT; BIO, 2003; NEIFF; POI DE NEIFF, 2003; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2005).

Até a década de 80, no Brasil, acreditava-se que as macrófitas aquáticas desempenhavam um papel pouco relevante na dinâmica dos ecossistemas lacustres, sendo seu estudo negligenciado no âmbito das pesquisas limnológicas (ESTEVES; CAMARGO, 1986; THOMAZ; BINI, 2003). Atualmente, entretanto, pesquisas sobre o papel funcional das macrófitas aquáticas no metabolismo de ecossistemas límnicos ressaltam a importância destes organismos no estabelecimento de trocas entre o ecossistema aquático e o ambiente terrestre adjacente (LUCIANO, 1996).

Segundo Roquete Pinto et al. (1986) a *Eichornia crassipes* (aguapé) é uma das espécies mais promissoras para utilização industrial, em função da capacidade de fixar em seus tecidos nutrientes em quantidades superiores às sua necessidade, bem como elementos químicos estranhos ao seu metabolismo (DENÍCULI et al., 2000).

As macrófitas além de atuarem como armazenadoras de nutrientes, influenciando as características físico-químicas dos corpos d'água (PAGIORO; THOMAZ, 1999), em regiões tropicais, atuam como fornecedores de matéria

orgânica para a cadeia detritívora, sendo responsáveis por mais de 50% do material orgânico dos ambientes aquáticos através dos processos de decomposição e ciclagem de nutrientes (BIANCHINI JR.; PACOBAHYBA; CUNHA-SANTINO, 2002).

No Brasil, foram desenvolvidas pesquisas sobre taxas de crescimento do aguapé e sua remoção de nutrientes (PETRUCIO; ESTEVES, 2000). O conhecimento destes fatores é de grande importância em estudos sobre produção primária de macrófitas aquáticas, uma vez que estes vegetais podem em condições próximas aos seus limites de tolerância realizar somente os processos fotossintéticos suficientes para a sua sobrevivência.

Por outro lado, pode ocorrer um incremento na produção primária e conseqüentemente um aumento da reprodução sexuada e vegetativa quando as características ambientais são favoráveis (GOPAL, 1990). Quando isso ocorre, determinadas espécies de macrófitas aquáticas podem crescer excessivamente afetando e prejudicando a utilização dos corpos d'água. Geralmente, essas condições ótimas de desenvolvimento ocorrem devido às ações humanas, principalmente através do lançamento de efluentes orgânicos, que promovem o aumento da disponibilidade de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, favorecendo o crescimento das plantas (SESHAVATHARAM, 1990). É necessário, portanto, para o controle e manejo adequado de macrófitas aquáticas, o conhecimento das condições ambientais ótimas para o seu crescimento, assim como os aspectos biológicos e autoecológicos das espécies (CAMARGO et al., 2003).

Segundo Pastore, Tur e Marrone (1995) a disponibilidade de luz e a temperatura são duas variáveis que influenciam diretamente o crescimento de macrófitas aquáticas. Esses vegetais possuem uma ampla tolerância à temperatura, ocorrendo desde ambientes tropicais até temperados, sendo que temperaturas altas geralmente favorecem o desenvolvimento de diversas espécies. Em estudo referente à biomassa e produtividade primária de macrófitas aquáticas na província de Buenos Aires (Argentina), verificou-se que a maioria das espécies estudadas apresentou maiores valores de biomassa e produtividade na primavera e no verão.

O aguapé (*Eichhornia crassipes*), por exemplo, é considerado por Holm et al. (1991) a oitava planta daninha de maior expressão mundial, sendo, no Brasil, a mais séria planta daninha aquática flutuante (LORENZI, 2000). Possui caule curto, com um tufo de raízes finas que chegam a atingir até 60 cm de comprimento. As

folhas do aguapé estão dispostas em roseta, sendo normalmente elípticas ou reniformes. Os pecíolos são esponjosos e, dependendo da circunstância, inflados, o que auxilia na flutuação da planta. Essa estrutura também é denominada pulvino. Tanto o pecíolo quanto o limbo foliar possuem grandes estômatos, que facilitam e contribuem para elevar a taxa de evapotranspiração (KISSMANN; ROTH, 1997).

Holm et al. (1991) comentam que uma superfície contendo plantas de aguapé pode apresentar uma taxa de evapotranspiração cerca de duas a oito vezes maior do que a mesma superfície livre de plantas. Esta é uma informação muito importante, pois nos dias atuais existe a preocupação na manutenção dos níveis dos reservatórios devido ao abastecimento de cidades e geração de energia através de usinas hidroelétricas.

### **2.3.1.3 Melhoria da qualidade do efluente de esgoto de ETE com a presença do aguapé**

De acordo com Romitelli (1983), as plantas aquáticas vêm sendo testadas para fins depurativos, desde 1953, no Instituto alemão Marx Plank, onde mais de 200.000 espécies de plantas já foram testadas, no sentido de verificar a sobrevivência e os efeitos positivos em efluentes contaminados.

Segundo Dinardi et al. (2003) o aguapé é muitas vezes apresentado como planta daninha e outras como agente despoluidor. Quando o aguapé é cultivado de forma correta do ponto de vista técnico e científico, ele pode ser um agente de despoluição. Quando, no entanto, a planta cresce de forma descontrolada e sem manejo adequado, pode se transformar num problema ambiental. Para entender a problemática do aguapé é necessário, considerar que:

- O aguapé é uma planta aquática flutuante que se desenvolve muito bem nas regiões de clima quente, apresenta desenvolvimento acelerado quando não existem limitações nutricionais, como é o caso das águas das lagoas e represas que são poluídas por esgoto urbano e alguns tipos de efluentes industriais;
- A biomassa de uma população de aguapé varia bastante (média para o Brasil da ordem de 250 a 300 Mg ha<sup>-1</sup>). A taxa de crescimento também é variável. Em condições ótimas chega, em média, a 5% ao dia. Assim, se o crescimento estiver

nas condições ótimas, a produção será de aproximadamente  $15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  de biomassa úmida;

- O sistema radicular da *E. crassipes* funciona como um filtro mecânico que adsorve o material particulado (orgânico e mineral) existente na água e cria um ambiente rico em atividades de fungos e bactérias, passando a ser um agente de despoluição, reduzindo a DBO, a taxa de coliformes e a turbidez (POMPÊO, 2005). Também são capazes de reduzir a DQO, detergentes, fenóis e cerca de 20 elementos minerais em águas poluídas, inclusive metais pesados (RODRIGUES, 1985);
- Além da diminuição da carga orgânica, o aguapé retira da água (adsorve) elementos químicos minerais dos quais se nutre, diminuindo suas concentrações, especialmente, de nitrogênio e fósforo.

Os sistemas de tratamento de efluentes por meio de macrófitas aquáticas podem ser viáveis para os aquicultores e ainda minimizam os impactos sobre os ecossistemas aquáticos. Apesar de diversos trabalhos comprovarem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos (LIN et al., 2005; GREENWAY, 2005) estudos com a utilização desses vegetais na aquicultura para tratamento de efluentes são recentes no Brasil (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006; BIUDES, 2007).

Os poluentes podem ser removidos numa lagoa com aguapé por vários mecanismos físicos, químicos e biológicos característicos do sistema. A sedimentação que ocorre na lagoa é mais eficiente pela proteção ao movimento das águas, oferecida pela cobertura compacta de aguapé. Já a filtração dos sólidos suspensos pelas raízes do aguapé, é um dos mais importantes processos para o polimento da lagoa, que deve ser suficiente para que as raízes não se agarrem ao fundo, de tal forma que o fluxo da lagoa seja filtrado através da zona radicular (DINARDI et al., 2003). Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbiológica e transformações como desnitrificação e amonificação (UNITED, 2000).

Por outro lado, o uso de macrófitas aquáticas tem sido verificado como uma alternativa de tratamento de água visando diminuir o lançamento dos efluentes

de aquicultura nos ambientes aquáticos (HENRY-SILVA, 2001; PEREIRA, 2004; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006). Entretanto, apesar dos sistemas de tratamento com macrófitas aquáticas terem sua eficiência comprovada para efluentes urbanos (SALATI et al., 1999; FARAHBAKSHAZAD; MORRISON; SALATI, 2000), este tipo sistema em atividades de aquicultura ainda é pouco utilizado, apesar de ser um sistema eficiente na remoção de nutrientes e ainda ser possível utilizar as plantas em outras etapas do sistema produtivo o que poderia acarretar em uma redução de gastos.

A fitorremediação realizada através do aguapé é capaz de retirar quantidades consideráveis de fenóis, metais pesados e outras substâncias tais como  $0,7 \text{ mg g}^{-1}$  de Cd (peso seco) e  $0,5 \text{ mg g}^{-1}$  de Ni (peso seco), além de considerar uma boa estimativa 1,33 a 3,33% de N, 0,14 a 0,80 % de P e de 1,60 a 6,70 % de K presentes na biomassa seca dessas plantas aquáticas. Há também estudos visando à depuração de efluentes contendo herbicidas como atrazina, 2,4-D, trifluralina e glyphosate. Apesar de não ter obtido uma solução apta para o descarte, existem indícios de que o aguapé pode ser utilizado para tratar efluente contendo cianetos (DINARDI et al., 2003).

Como exemplo, em uma unidade de fitodepuração de  $1500 \text{ m}^2$  é provável uma retirada mensal de biomassa do aguapé da ordem de 0,45 a 0,65 Mg de material vegetal seco. Utilizando-se dos valores estimados é possível uma remoção de 0,6 a 216,4 kg de N; 0,6 a 5,2 kg de P e de 7,2 a 43,5 kg de K (DINARDI et al., 2003).

As *wetlands* construídas para tratamento de efluentes são sistemas desenhados e construídos para utilizar processos naturais na remoção de poluentes do efluente (KIVAISI, 2001). Os sistemas de tratamento de efluentes por meio de macrófitas aquáticas podem ser viáveis para os aquicultores e ainda minimizam os impactos sobre os ecossistemas aquáticos. O aguapé (*E. crassipes*) é uma espécie de macrófita aquática flutuante frequentemente utilizada em *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de aquicultura (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2006, 2008; BIUDES, 2007; HENARES, 2008). Nas *wetlands*, o aguapé absorve nutrientes da água e os incorpora a sua biomassa, reduzindo as concentrações de nutrientes do efluente (TILLEY et al., 2002). Segundo Henry-Silva (2005), a produção de biomassa do aguapé em uma *wetland* construída pode chegar a  $65,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

No entanto, o aproveitamento da biomassa produzida nas *wetlands* é muito reduzido, pois as plantas necessitam ser retiradas periodicamente para otimização da remoção de nutrientes.

Algumas macrófitas flutuantes ocorrem com frequência em ambientes eutrofizados. Nestas condições podem apresentar valores elevados de biomassa e cobrir grandes áreas, como por exemplo, bancos de *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* na represa Billings, na região metropolitana de São Paulo (PALOMBO, 1997). Diversos estudos relacionados à produtividade primária de macrófitas aquáticas têm demonstrado que espécies emersas e flutuantes apresentam maior produtividade se comparados às espécies submersas e com folhas flutuantes (ESTEVES, 1998; BARKO; SMART, 1983).

Temperaturas elevadas tendem a favorecer o crescimento dos diferentes grupos de macrófitas aquáticas; no entanto, cada espécie apresenta um ótimo de crescimento em determinadas faixas de temperatura que podem ser mais ou menos elevadas. A disponibilidade de luz, por sua vez, é uma variável que influencia a fotossíntese, podendo ocasionar adaptações morfológica e fisiológica destes vegetais (CAMARGO; PEZZATO; HENRY-SILVA, 2003).

Pistori (2005) também verificou maior produção primária da *Salvinia molesta* em uma represa impactada pelo lançamento de efluentes de aquicultura quando comparada com as taxas de crescimento desta mesma espécie em uma represa não impactada. Henry-Silva (2001) observou maiores taxas de crescimento de *E. crassipes* e *P. stratiotes* quando cultivadas em ambiente com maiores concentrações de N e P.

Para um eficiente sistema de tratamento, é necessário um planejamento e manejo adequados, destinando corretamente a quantidade de biomassa produzida (MEES, 2006). Após sua utilização para remoção de poluentes a planta pode ser destinada para outros fins, como por exemplo: a produção de aditivos para ração animal, compostagem para produção de adubos para a agricultura (WOLVERTON; McDONALD, 1979); concentrado proteico (MEDEIROS et al., 1999); produção de carvão (KAWAI; GRIECO, 1983), destinada para indústria de papel, celulose e plásticos, forragem e matéria-prima para obtenção de combustíveis (PERAZZA et al., 1985).

A coleta ou retirada regular de biomassa em excesso, necessária nesses sistemas para promover o crescimento da planta e aumentar a remoção de nutrientes, pode fazer aumentar os seus custos de funcionamento, mas, por outro lado, evita o acúmulo de matéria orgânica e a liberação de nutrientes a partir do material senescente (DUARTE et al., 2002). Esse controle de retirada de biomassa deverá ser constante, pois quando o aguapé ultrapassa uma determinada densidade na lagoa, sua taxa de crescimento tende a decrescer e, conseqüentemente, diminuem suas atividades biológicas relacionadas à assimilação de substâncias poluidoras (KAWAI; GRIECO, 1983).

Dependendo do direcionamento da biomassa, o aguapé poderá ser retirado diariamente, em até 5% da área ou pelo menos uma vez por mês com retirada de 20 a 30% da área. Para regiões adequadas, as retiradas mensais proporcionam uma biomassa verde em torno de 9,0 a 13,5 Mg, com densidade próxima a 30 kg m<sup>2</sup>.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Localização da Área Experimental e Descrição do Tratamento de Esgoto da ETE

O experimento foi conduzido durante os meses de novembro de 2012 a abril de 2013 na SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo), em área que funciona a lagoa Estação de Tratamento de Efluentes (ETE - Montalvão) (FIGURA 01), localizada no Distrito de Montalvão, na cidade de Presidente Prudente/SP, situada à oeste do estado de São Paulo (FIGURA 02). A ETE está localizada a 475 m de altitude em uma região de clima definido como Cwb, ou seja, quente com inverno seco, verão chuvoso e brando conforme classificação de Köppen. As coordenadas geográficas de Presidente Prudente são: Latitude: 22°07'32" e Longitude: 51°23'20".

A ETE-Montalvão foi construída para atender a população de Montalvão que é constituída basicamente por residências e comércios. Portanto, o sistema de tratamento do esgoto utilizado pela SABESP é constituído por tratamento preliminar (caixa de areia e gradeamento) e uma lagoa facultativa (FIGURA 03 e 04).



**FIGURA 01.** Vista aérea da Lagoa ETE de Montalvão.  
Fonte: Google.



**FIGURA 02.** Mapa do estado de São Paulo com destaque para Presidente Prudente (Região Oeste).  
Fonte: Google.



**FIGURA 03.** Tratamento preliminar (caixa de areia e gradeamento)

Fonte: do autor.



**FIGURA 04.** Vista geral da Lagoa ETE de Montalvão

Fonte: do autor.

A lagoa facultativa tem de 1,5 a 3 metros de profundidade. O termo facultativo refere-se à mistura de condições aeróbias e anaeróbias (com e sem oxigenação). Nas lagoas facultativas, as condições aeróbias são mantidas nas camadas superiores das águas, enquanto as condições anaeróbias predominam em camadas próximas ao fundo da lagoa.

Embora parte do oxigênio necessário para manter as camadas superiores aeróbias seja fornecida pelo ambiente externo, a maior parte vem da fotossíntese das algas, que crescem naturalmente em águas com grandes quantidades de nutrientes e energia da luz solar. As bactérias que vivem nas lagoas utilizam o oxigênio produzido pelas algas para oxidar a matéria orgânica. Um dos produtos finais desse processo é o gás carbônico, que é utilizado pelas algas na sua fotossíntese. Este tipo de tratamento reduz grande parte do lodo, e é ideal para comunidades pequenas, normalmente situadas no interior do estado.

A lagoa anaeróbia, neste caso, tem entre três e cinco metros de profundidade, para reduzir a penetração de luz nas camadas inferiores. Além disso, é lançada uma grande carga de matéria orgânica, para que o oxigênio consumido seja várias vezes maior que o produzido.

O tratamento ocorre em duas etapas. Na primeira, as moléculas da matéria orgânica são quebradas e transformadas em estruturas mais simples. Já na segunda, a matéria orgânica é convertida em metano, gás carbônico e água.

### 3.2 Caracterização dos Tratamentos e Delineamento Estatístico

Os valores dos parâmetros analisados estão dispostos na Tabela 2.

**Tabela 2.** Resultados médios das análises químicas de amostras de efluente e água anterior à instalação do experimento ETE/distrito de Montalvão/SP.

Atributos	Valores	
	Efluente Caracterização	Água Sabesp
N - NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,61	0,9
N -NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,05	- *
N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,04	- *
P (mg L <sup>-1</sup> )	0,60	0,1
K (mg L <sup>-1</sup> )	13,1	1,0
Ca (mg L <sup>-1</sup> )	3,1	3,7
Mg (mg L <sup>-1</sup> )	2,5	1,4
S (mg L <sup>-1</sup> )	0,7	0,1
Na (mg L <sup>-1</sup> )	87,2	0,6
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	0,2	0,1
Fe (mg L <sup>-1</sup> )	0,8	1,0
Mn (mg L <sup>-1</sup> )	0,1	3,7
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	0,0	- *
Cr (mg L <sup>-1</sup> )	4,41	- *
Pb (mg L <sup>-1</sup> )	1,70	- *
O <sub>2</sub> dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	0,38	2,6
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	1,76	- **
DBO <sub>5</sub> 20° (mg L <sup>-1</sup> )	0,50	5,8
Turbidez (FTU)	1,86	4,0
pH	8,3	6,8
Cond. elétrica (mS cm <sup>-1</sup> )	503	0,02

\* Valores abaixo do limite de detecção do equipamento de leitura;

\*\* Análise não realizada;

Fonte: Unoeste, 2013.

Anteriormente à instalação do experimento, houve uma caracterização química do efluente bruto da ETE e suas diluições (tratamentos), além da água utilizada nas diluições, no Laboratório de Análise de Tecido Vegetal da UNOESTE, a

fim de se conhecer o efluente alvo da pesquisa, utilizando a metodologia de Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

Para a composição dos tratamentos foi utilizado o efluente doméstico gerado pelo distrito de Montalvão, o qual foi coletado e encaminhado por gravidade para a ETE. Este efluente foi armazenado em caixas d'água com capacidade para 320 litros (FIGURA 05), dispostas na borda cimentada que circunda toda a lagoa de tratamento. As mesmas foram distribuídas próximo às caixas coletoras externas (FIGURA 06), a, aproximadamente, 30 cm de distância uma das outras (entre as repetições dentro do tratamento), e á uma distância de, aproximadamente, 100 cm na separação entre tratamentos (FIGURA 07).

Foram instalados “drenos” nas caixas d'água confeccionados com canos de água de  $\frac{1}{2}$  polegada nas bordas das caixas, os quais foram ligados a uma canaleta, construída com cano de esgoto de  $2 \frac{1}{2}$  polegadas (FIGURA 08) que direciona o excedente do efluente para á caixa coletora externa, a fim de evitar que o efluente transbordasse em dias chuvosos, podendo se infiltrar no solo. Portanto, não houve nenhum contato com o efluente que está na lagoa, mas sim com aquele que será descartado no corpo d'água. Esta medida também foi adotada para evitar uma possível a proliferação de aguapé na lagoa.

Os tratamentos avaliados foram caracterizados como:

**T1** = Concentração de 100% de água (fornecida pela SABESP);

**T2** = Concentração de 25% do efluente (diluição com água);

**T3** = Concentração de 50% do efluente (diluição com água);

**T4** = Concentração de 75% do efluente (diluição com água);

**T5** = Concentração de 100% do efluente final (terço final da lagoa).



**FIGURA 05.** Caixas d'água de polietileno da marca (ISDRALIT 320 litros)

Fonte: do autor.



**FIGURA 06.** Caixas d'água dispostas na borda cimentada da lagoa e caixas coletoras externas

Fonte: do autor.



**FIGURA 07.** Espaçamento entre tratamentos (100 cm), entre repetições (30 cm)

Fonte: do autor.



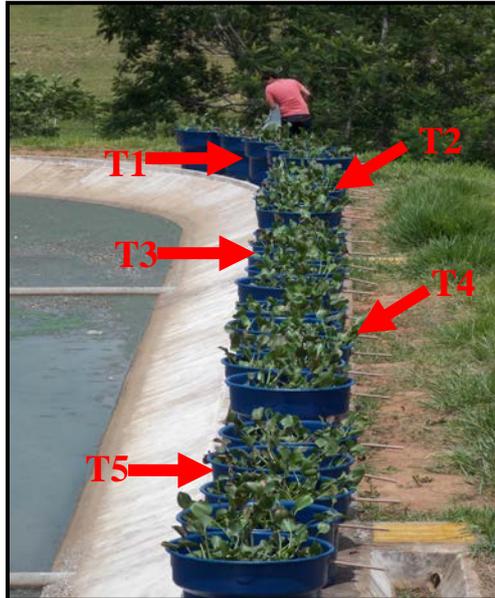
**FIGURA 08.** Drenos ( $\frac{1}{2}$  polegada), canaletas ( $2\frac{1}{2}$  polegadas) ligado as caixas coletoras externas

Fonte: do autor.

Os tratamentos foram distribuídos em 25 caixas d'água que se dividiam em cinco repetições para cada tratamento (FIGURA 09). Os recipientes com dimensões de 76,5 cm de altura com tampa x 101,5 cm de diâmetro superior com tampa x 73 cm de diâmetro inferior perfazendo um volume armazenado de  $0,32\text{ m}^3$  (320 litros). Porém, para a realização do experimento foi utilizado um volume de  $0,25\text{ m}^3$  (250 litros) de efluente por recipiente, para garantir uma margem de segurança em virtude da ocorrência de chuvas e assim evitar a perda para o solo (FIGURA 10).

No total, foram utilizados  $1,25\text{ m}^3$  (1.250 litros) de efluente por tratamento e  $6,25\text{ m}^3$  (6.250 litros) no experimento. Foram  $3,125\text{ m}^3$  de efluente e  $3,125\text{ m}^3$  de água potável contando ainda com quatro caixas de  $3,1\text{ m}^3$  (310 litros)

que foram usadas como reservatório de água, para a reposição na diluição dos tratamentos e para a lavagem do material utilizado no experimento (FIGURA 11). O efluente e a água foram diluídos de acordo com a proporção de cada tratamento (FIGURA 12).



**FIGURA 09.** Vista geral dos tratamentos  
Fonte: do autor.



**FIGURA 10.** Margem de segurança em virtude da ocorrência de chuvas  
Fonte: do autor.



**FIGURA 11.** Caixas d'água utilizadas como reservatório de água potável  
Fonte: do autor.



**FIGURA 12.** Diluição do efluente em água potável de acordo com o tratamento  
Fonte: do autor.

Os aguapés utilizados nesta pesquisa foram caracterizados como plantas jovens, com sistema radicular abundante, apresentando folhas com aparência uniforme e de cor entre o verde e o amarelo (FIGURA 13). A coleta e o

transporte das plantas foram realizados cinco dias antes do início do experimento, período de tempo destinado à adaptação das plantas ao seu novo ambiente de desenvolvimento contendo apenas água potável, por um período de cinco dias. Logo após a coleta e o transporte, as plantas foram distribuídas em cinco tanques, para a sua aclimatação (FIGURA 14).



**FIGURA 13.** Plantas de aguapé jovens  
Fonte: do autor.



**FIGURA 14.** Tanques de aclimatação  
Fonte: do autor.

Após esse período, as plantas foram distribuídas nos devidos recipientes com a designação dos tratamentos (FIGURA 15). Foram adicionados 15 exemplares de *Eichornia crassipes* semelhantes e de pequeno porte com altura em torno de 10 a 15 cm e uma quantidade de 8 a 12 pecíolos, procurando ter atenção à uniformidade visual, objetivando deixá-las proporcionalmente com porte semelhante em cada caixa (FIGURA 16). Estas plantas foram retiradas do manancial do Rio Santo Anastácio (conhecido como Lagoa da Cica), o qual apresenta uma área do espelho d'água de 950.000 m<sup>2</sup> com volume total de 2,3 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> e volume útil de 1,7 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>.



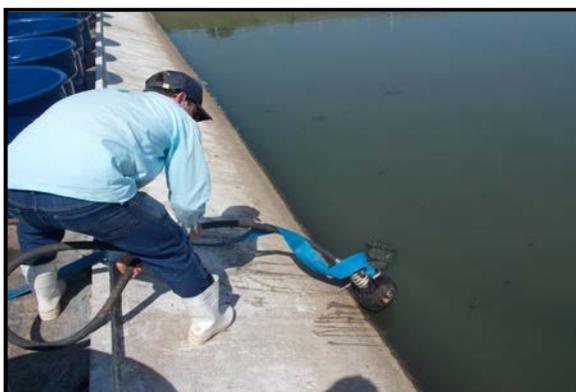
**FIGURA 15.** Distribuição das plantas nos tratamentos  
Fonte: do autor.



**FIGURA 16.** Distribuição de números iguais de 15 exemplares semelhantes  
Fonte: do autor.

A água utilizada na diluição dos tratamentos foi fornecida pela SABESP através de caminhão pipa, já que não existia rede de água no local e o efluente foi captado diretamente da lagoa de tratamento da ETE Montalvão. A captação foi realizada através de um conjunto moto bomba submersa móvel, modelo SCAVENGER 3W ABS (FIGURAS 17 e 18).

Os volumes de cada tratamento foram demarcados internamente, antes do enchimento das caixas d'água, com os seguintes níveis: 25% - 62,5 litros; 50% - 125,0 litros; 75% - 187,5 litros; 100% - 250,0 litros (FIGURA 19). Todas as caixas-d'água (tratamentos) foram identificadas com etiquetas adesivas (FIGURA 20) contendo o número do tratamento, repetição e níveis de enchimento (FIGURAS 21 e 22).



**FIGURA 17.** Submersão da bomba na lagoa para captação de efluente bruto  
Fonte: do autor.



**FIGURA 18.** Conjunto moto bomba para captação de efluente  
Fonte: do autor.

As células foram dispostas em torno da lagoa (FIGURA 23).

O efluente bruto final para descarte, bem como suas diluições e a água utilizada para as diluições foram caracterizadas físico-quimicamente antes do início do experimento, durante o desenvolvimento e após a coleta das plantas.



**FIGURA 19.** Identificação com etiquetas adesivas  
Fonte: do autor.



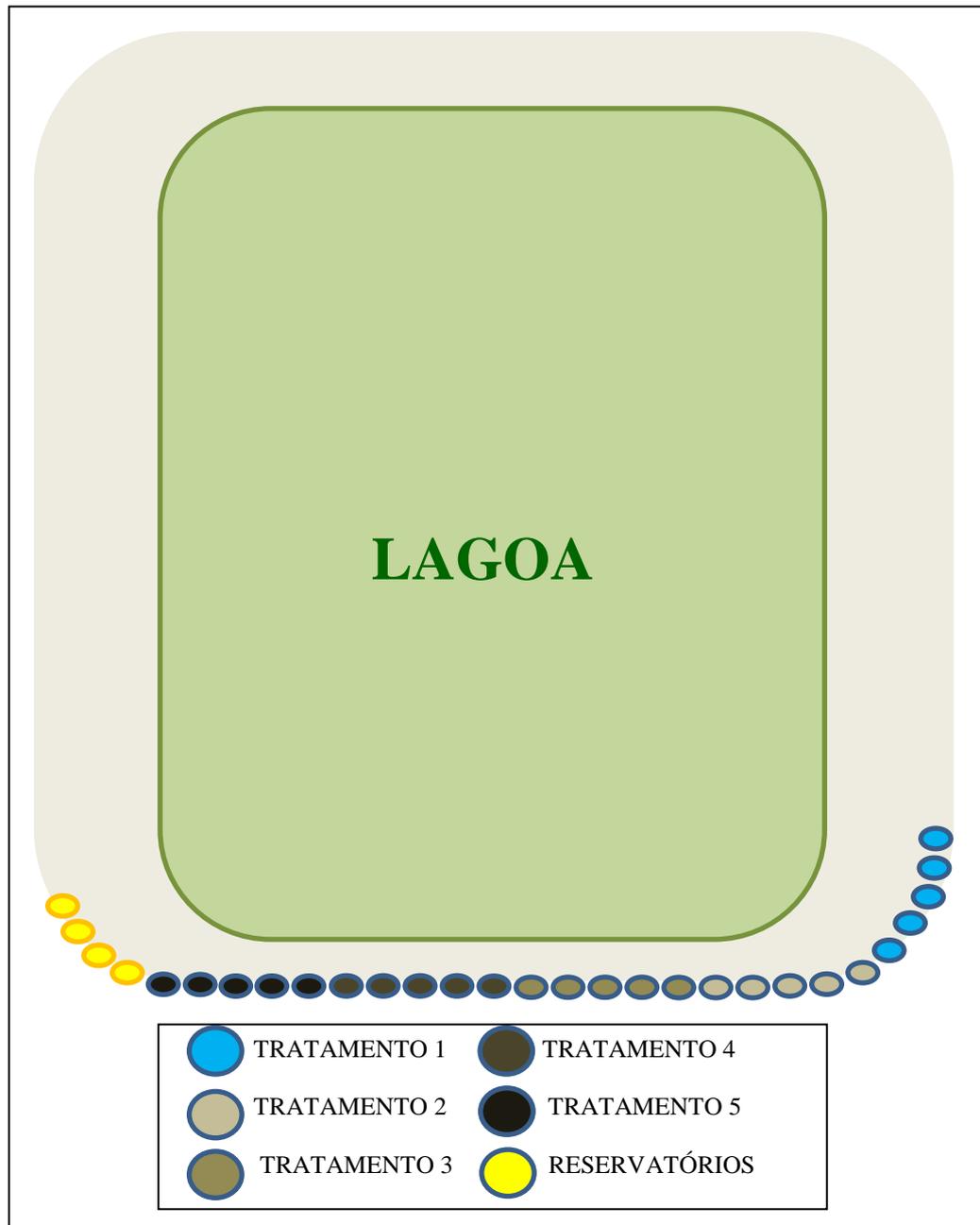
**FIGURA 20.** Marcação dos níveis antes do enchimento dos recipientes  
Fonte: do autor.



**FIGURA 21.** Etiqueta contendo o número do tratamento, repetição e concentração do efluente  
Fonte: do autor.



**FIGURA 22.** Etiqueta informação sobre a reposição do efluente  
Fonte: do autor.



**FIGURA 23.** Instalação dos recipientes com efluente e distribuição dos tratamentos. ETE MONTALVÃO/PRESIDENTE PRUDENTE-SP  
Fonte: do autor.

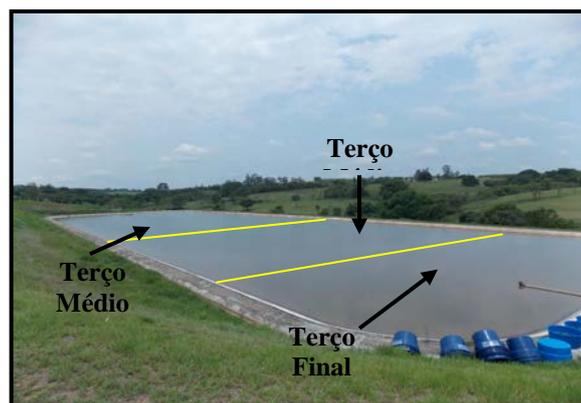
### 3.3 Parâmetros para Avaliação

#### 3.3.1 Análise físico-química do efluente

As amostragens dos tratamentos foram realizadas semanalmente após a instalação do experimento, sendo coletadas durante quatro semanas, uma amostra/recipiente, totalizando 25 amostras semanais (FIGURA 24). Também foram coletadas amostras da lagoa de tratamento do efluente de entrada e de descarte para observação dos parâmetros associados ao tratamento da lagoa. Foram coletadas cinco amostras do efluente bruto na lagoa, divididas: a) canaleta de entrada da lagoa “caixa de areia e gradeamento”, b) terço inicial, c) terço médio e terço final (FIGURA 25) e d) saída do efluente tratado “caixa coletora externa” (FIGURA 26), totalizando 30 amostras semanais.



**FIGURA 24.** Amostras de efluente para análises químicas semanais  
Fonte: do autor.



**FIGURA 25.** Lagoa, dividida e nomeada para a coleta de amostras  
Fonte: do autor.



**FIGURA 26.** Caixa coletora externa  
Fonte: do autor.

As amostragens foram realizadas em cinco pontos diferentes do tratamento (caixa-d'água), com auxílio de uma concha de cabo comprido (FIGURA 27). O efluente foi colocado em um balde, homogeneizado (FIGURA 28), e posteriormente, as amostras foram acondicionadas em garrafas descartáveis com tampa lacre, com capacidades para um litro e, devidamente identificadas (FIGURAS 29 e 30).



**FIGURA 27.** Coleta das amostras dos tratamentos com auxílio de uma concha de alumínio  
Fonte: do autor.



**FIGURA 28.** Homogeneização das amostras para análise  
Fonte: do autor.



**FIGURA 29.** Envasamento das garrafas de amostras para análise  
Fonte: do autor.



**FIGURA 30.** Fechamento e identificação das amostras  
Fonte: do autor.

Após a amostragem, homogeneização e armazenamento de cada amostra o restante do efluente foi desprezado dentro do recipiente novamente

(FIGURA 31) e, as amostras foram encaminhadas ao laboratório de análise química de tecido vegetal/UNOESTE para a determinação do pH e da condutividade elétrica (leituras diretas em pHmetro, marca Micronal, e condutivímetro, marca Hanna Instruments, digitais de bancada, respectivamente), e dos teores disponíveis de N- $\text{NH}_4^+$ , N- $\text{NO}_3^-$ , N- $\text{NO}_2^-$ , P, K, Ca, Mg, S, Na, Cr e Pb ( $\text{mg L}^{-1}$ ), seguindo indicação da Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes nos corpos d'água.

No laboratório, as amostras foram filtradas em papel de filtro (filtração lenta - faixa azul) e encaminhadas para a leitura direta. O teor dos elementos K, Ca, Mg, Na, Cr e Pb foram determinados pelo método de espectrofotometria de absorção atômica, em equipamento modelo AA200, PerkinElmer. Os elementos N- $\text{NH}_4^+$ , N- $\text{NO}_3^-$ , N- $\text{NO}_2^-$  foram quantificados pelo método de destilação a vapor (Kjeldahl) descrito em Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) e o fracionamento do N seguiu metodologia de Alcarde (2009). Os elementos P e S foram quantificados em espectrofotometria de UV-Vis, em espectrofotômetro modelo Lamda XLS+, PerkinElmer.

Os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ) a 20° C, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Turbidez (Método nefelométrico) foram determinados no Laboratório de Análise de Água/UNOESTE, seguindo os procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater de acordo com Eaton et al. (2005) . As leituras de Oxigênio Dissolvido - OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) foram realizadas "in loco" (FIGURA 32) com o oxímetro digital.

Quando necessário a reposição do efluente era realizada através de baldes graduados e feitas as respectivas diluições (FIGURA 33).



**FIGURA 31.** Devolução da sobra de amostra composta no recipiente  
Fonte: do autor.



**FIGURA 32.** Oxímetro utilizado para leitura de oxigênio dissolvido e temperatura do efluente  
Fonte: do autor.



**FIGURA 33.** Coleta do efluente na lagoa com auxílio de balde e corda para reposição do efluente (quando necessário)  
Fonte: do autor.

### 3.3.2 Análise química de tecido vegetal

Aos vinte e oito dias a partir da instalação do experimento, plantas de aguapé foram retiradas dos recipientes e colocadas sobre um quadro de madeira com sombrite para o escoamento do excesso de água (FIGURA 34). Posteriormente, foram ensacadas por repetição em sacos plásticos transparente com capacidade de 200 litros cada (FIGURA 35), e destinadas ao Laboratório de Análise de Tecido Vegetal/Campus II/UNOESTE, para a determinação do teor total

dos elementos N, P, K, Ca, Mg, S, Na, Cu, Fe, Mn, Zn, Cr e Pb, de acordo com metodologia descrita em Malavolta et al. (1997). Para tal, foram retiradas cinco plantas de cada tratamento, lavados em água corrente para a retirada das impurezas que se encontravam aderida à planta.

Após a limpeza inicial as plantas foram mergulhadas em água deionizada para a melhor descontaminação do tecido, dispostas para secar sobre bancadas cobertas com papel, por aproximadamente 12 horas e, finalmente, colocadas para secar em estufas com circulação forçada de ar, à 60° C durante 96 horas (quatro dias), até a obtenção de massa constante.



**FIGURA 34.** Quadro para secagem das plantas antes da coleta  
Fonte: do autor.



**FIGURA 35.** Pesagem da massa fresca (MF) e massa da matéria seca (MMS) do aguapé  
Fonte: do autor.

### 3.3.3 Análise estatística dos dados

Os resultados foram avaliados pela análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Os resultados também foram submetidos à análise de variância para aplicação dos modelos de regressão polinomial para o ajuste dos dados das

variáveis quantitativas em função da concentração do efluente. O melhor modelo para o ajuste foi escolhido em função do grau de significância da equação, a 1% ou 5% de probabilidade. Para a escolha entre equações foi utilizado o coeficiente de determinação ( $R^2$ ).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Análise Química do Efluente

Os valores do Teste F, obtidos para o contraste de médias entre os tratamentos, pelo Teste de Tukey, (Tabelas 3 e 4) mostram a diferença significativa entre os tratamentos, épocas de avaliação além da interação entre ambos.

**Tabela 3.** Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para  $\text{NH}_4^+$ , P, K, Ca e Mg dos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em proporções de 0 a 100% e na presença de aguapé.

Fatores	$\text{NH}_4^+$	P	K	Ca	Mg
	-----( $\text{mg L}^{-1}$ )-----				
Tratamentos (a)	21,76**	41,74**	2,46ns	34,07**	4,10*
Épocas (b)	31,03**	8,82**	18,47**	10,00**	19,11**
Interação (a)x(b)	14,56**	11,09**	4,19**	1,81ns	4,47**
CV (a) (%)	45,52	0,12	1,68	46,93	27,30
DMS (a)	1,22	0,11	1,05	4,92	0,68
CV (b) (%)	37,92	0,06	1,49	26,2	8,18
DMS (b)	0,80	0,03	0,66	2,22	0,16

\*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$ ); \* significativo ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns - não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

**Tabela 4.** Valores de F da análise de variância, calculados pelo Teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, para S, Na, C.E. (Condutividade Elétrica), Cr e Pb dos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em proporções de 0 a 100% e na presença de aguapé.

Fatores	S	Na	C.E.	Cr	Pb
	----(mg L <sup>-1</sup> )----		(µs cm <sup>-1</sup> )	--(mg L <sup>-1</sup> )--	
Tratamentos (a)	15,13**	270,22**	507,04**	1.21ns	1.36ns
Épocas (b)	0,30ns	43,56**	96,78**	1085.04**	56.37**
Interação (a)x(b)	4,36**	8,31**	9,22**	2.88**	1.15ns
CV (a) (%)	69,00	14,88	9,40	23,25	37,9
DMS (a)	0,14	5,22	23,68	0,37	0,37
CV (b) (%)	62,19	13,62	5,81	20,30	31,4
DMS (b)	0,10	3,77	11,54	0,26	0,24

\*\* significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$ ); \* significativo ao nível de 5% de probabilidade ( $p < 0,05$ ); ns - não significativo.

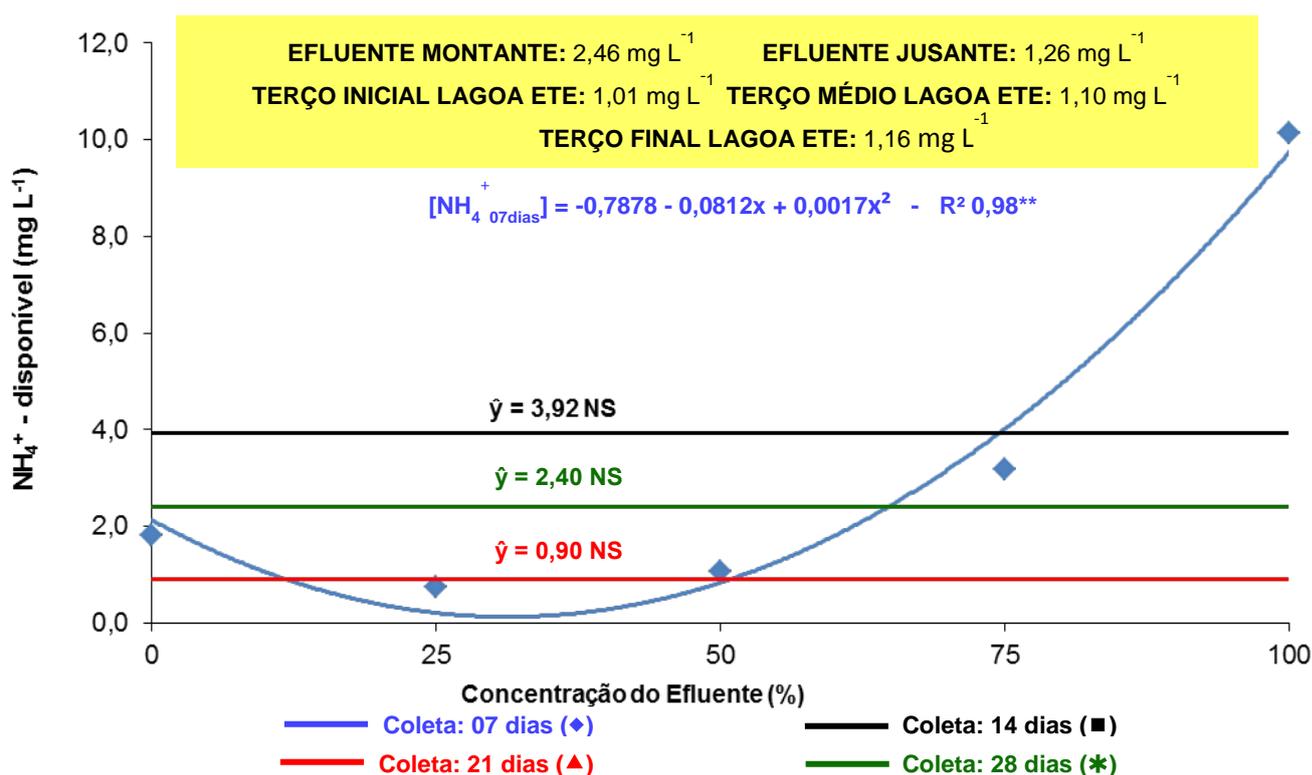
Fonte: Unoeste, 2013.

Uma vez verificada a diferença entre os tratamentos pelo teste de médias e, portanto, a importância do manejo do aguapé, nas devidas concentrações de efluente em função do tempo (Tabelas 2 e 3), entende-se que seria melhor expressar os resultados na forma de ajustes de regressão polinomial, para que os modelos matemáticos possam explicar a relação entre estas variáveis quantitativas estudadas.

#### 4.1.1 Macronutrientes e sódio (Na)

A figura 36 mostra que os tratamentos com maior concentração de efluente apresentaram aumento na concentração de  $N-NH_4^+$ . Inclusive, observa-se que o tratamento caracterizado apenas com água apresentou a concentração de  $N-NH_4^+$  próximo aos tratamentos com menor concentração de efluente. Para os demais tratamentos o aumento foi gradativo até o máximo de efluente concentrado. Teores de  $N-NO_3^-$  e  $N-NO_2^-$  foram monitorados, porém suas concentrações estavam abaixo do limite de detecção do método analítico e não estão apresentados.

Os aguapés que se desenvolveram nos tratamentos com a maior concentração de efluente foram responsáveis pela absorção de  $\text{N-NH}_4^+$ , o qual foi utilizado na nutrição destas plantas. Inclusive, os valores de N apresentado na coleta aos 7 dias foram menores que os valores das épocas seguintes, até mesmo se comparados aos valores da lagoa de tratamento e do efluente de descarte (efluente à jusante) (Figura 36).



**Figura 36.** Teor de  $\text{NH}_4^+$  disponível, em  $\text{mg L}^{-1}$ , nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $p < 0,01 < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

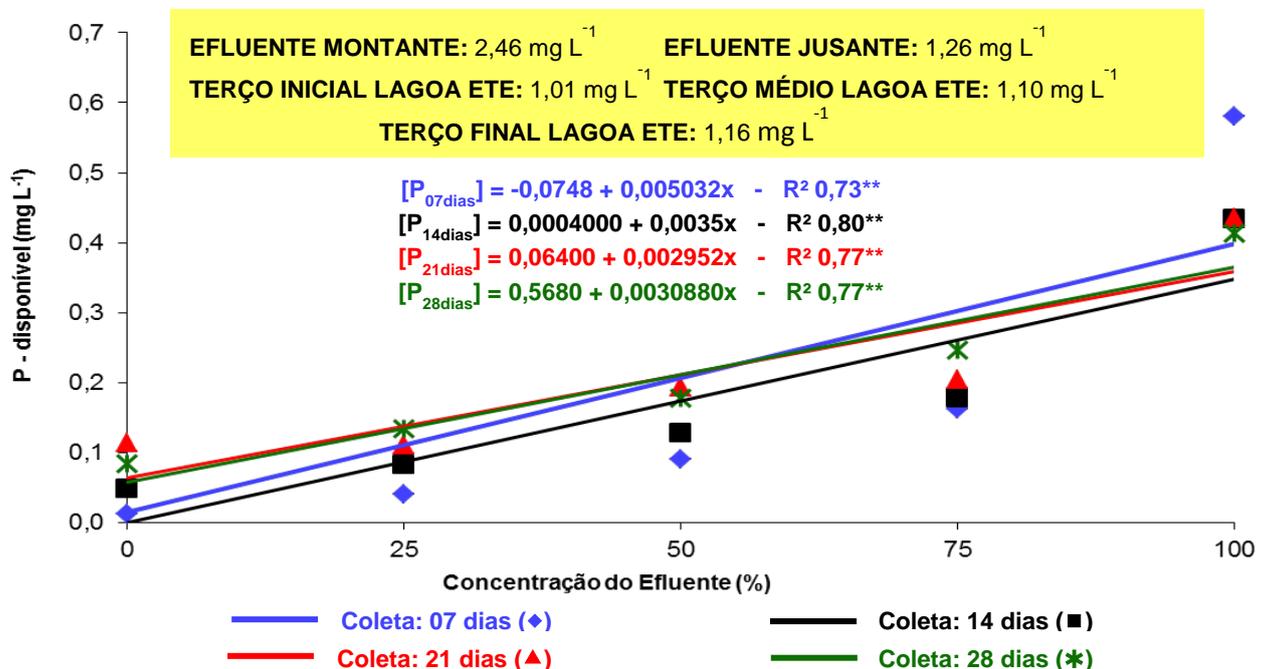
Fonte: Unoeste, 2013.

Nas semanas seguintes à concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente não foi significativa entre os tratamentos, mas a caracterização do efluente da lagoa mostrou uma concentração de  $\text{N-NH}_4^+$ , aproximadamente, quatro vezes maior que a concentração do tratamento com concentração de 100% de efluente (Figura 36).

Com o aumento da concentração do efluente também houve incremento no nível de P disponível às plantas (Figura 37), proporcionando

condições para um ajuste linear da resposta do aguapé. O aumento da carga orgânica neste meio pode ter trazido consequências como o aumento da concentração dos macronutrientes N e P. Observa-se, inclusive, que houve estímulo no próprio crescimento do aguapé nos tratamentos com maior concentração de efluente e P (T4 e T5) (Figuras 37 e 51).

Os valores de P apresentados nos tratamentos foram aumentando de acordo com o aumento da concentração do efluente, porém os mesmos foram reduzidos com o decorrer das semanas, devido ao fato de terem sido absorvidos pela planta e utilizados no crescimento da mesma.



**Figura 37.** Teor de P disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05^{**}$ ); ns = não significativo.

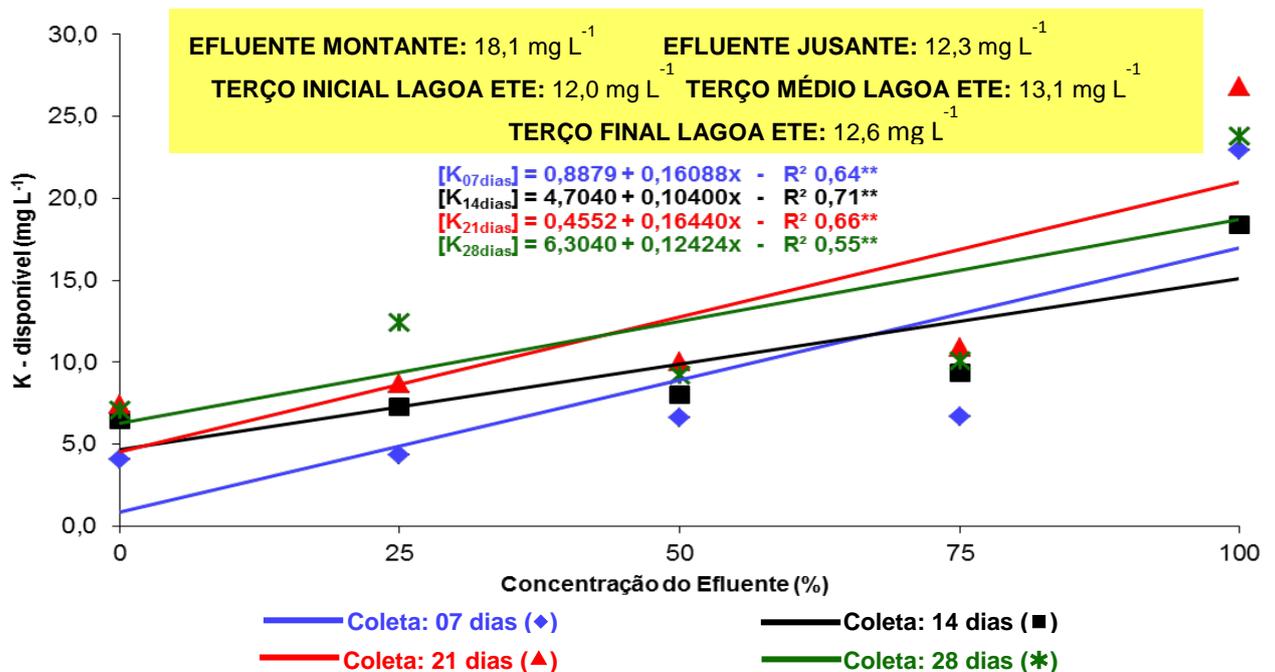
Fonte: Unoeste, 2013.

A diminuição do P durante as semanas de coleta de dados está associada ao crescimento das plantas e, conseqüentemente, com o aumento da demanda nutricional deste elemento pelas mesmas (Figura 51). A divisão, distensão e alongamento celular são altamente dependentes do metabolismo nutricional e o P

é um elemento que está diretamente relacionado ao fornecimento de energia para que tudo isso possa acontecer (MARSCHNER, 1986).

Os valores de P observados no efluente dos tratamentos de 50%, 75% e 100% foram diminuindo gradativamente durante as semanas e foram menores, comparado com os valores encontrados na lagoa de tratamento e do efluente jusante (efluente de descarte no corpo hídrico). Este fato indica que as plantas estavam contribuindo com a limpeza do efluente.

Em águas naturais não poluídas a quantidade de P varia de 0,005 mg L<sup>-1</sup> a 0,020 mg L<sup>-1</sup> enquanto corpos confinados e com altos teores de sais o teor de P pode chegar a 200 mg L<sup>-1</sup> (HERMES; SILVA, 2004). É importante que em rios os níveis de P não devam exceder aos 0,25 mg L<sup>-1</sup>.

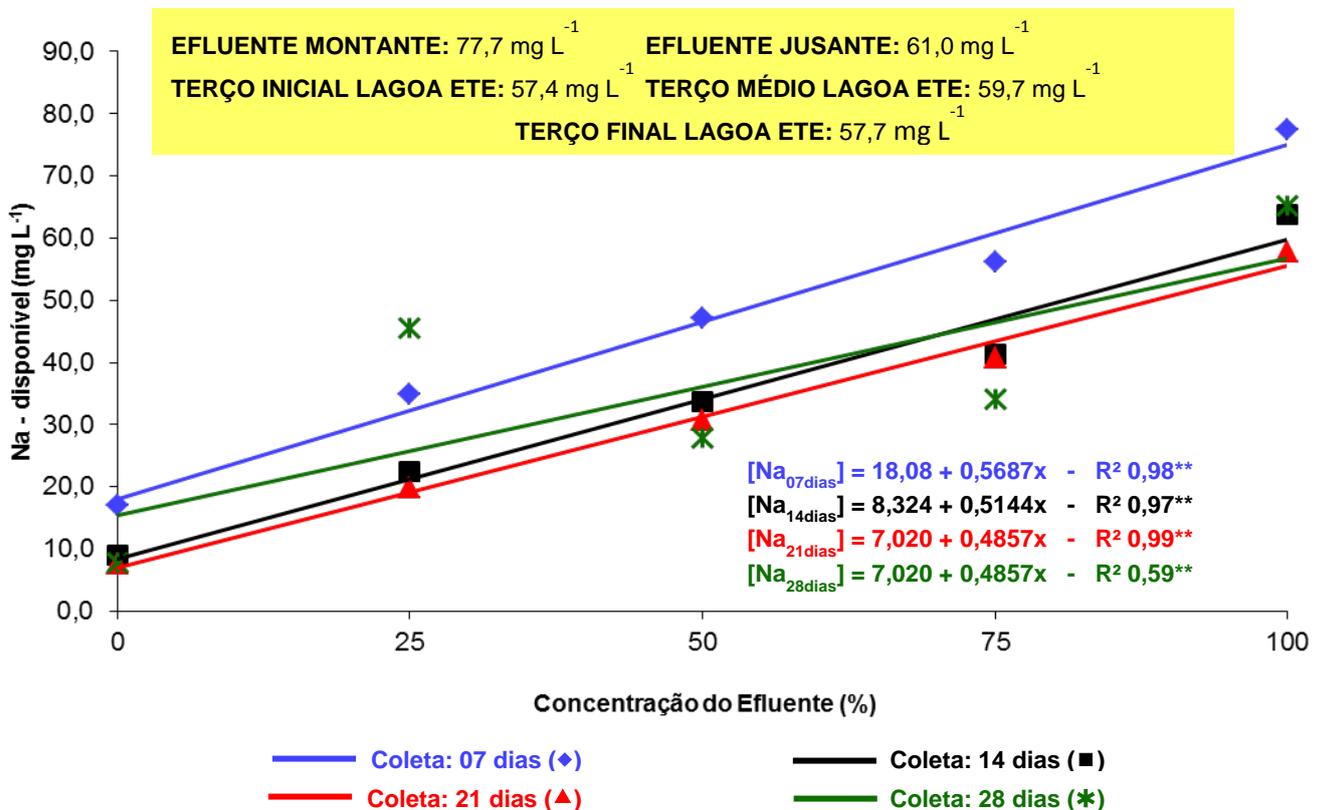


**Figura 38.** Teor de K disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos (0,01 < p < 0,05 \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

A figura 38 mostra que os tratamentos com maior concentração de efluente também apresentaram maior concentração de K disponível. Porém, o tratamento apenas com água, nos primeiros 21 dias apresentou concentração de K

próxima ao efluente com 25% de efluente. Aliás, se comparado aos valores da lagoa de tratamento, o aguapé não apresentou eficiência significativa na absorção de K, uma vez que os valores encontrados nos tratamentos (Figura 38) aumentaram em função do aumento da concentração do efluente e, estes valores foram superiores aos encontrados em diversos pontos da lagoa e no efluente da jusante (descarte). Inclusive, a concentração de K no tecido das plantas também reduziu gradativamente diante do aumento da concentração do tratamento (Figura 52).



**Figura 39.** Teor de Na disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos (0,01 < p < 0,05 \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

Segundo Wolverton e McDonald (1971) quando observados os valores de K separadamente entre raízes e parte aérea de plantas de aguapé notou-se diferença significativa entre ambas às partes. Os autores atribuem esta diferença ao

fato de que o aguapé é acumulador de Na e Mg nos estômatos e nas raízes, respectivamente, e os elementos N, P, Ca e Mg nas folhas. Porém, na figura 38 observa-se que a absorção do K não foi tão relevante, mas por outro lado, pode se considerar que a absorção de Na foi elevada (Figura 39), o que pode ser um indício de que a planta pode ter reduzido a absorção do K em detrimento ao Na e, portanto, realizado a substituição do K pelo Na em funções específicas no metabolismo.

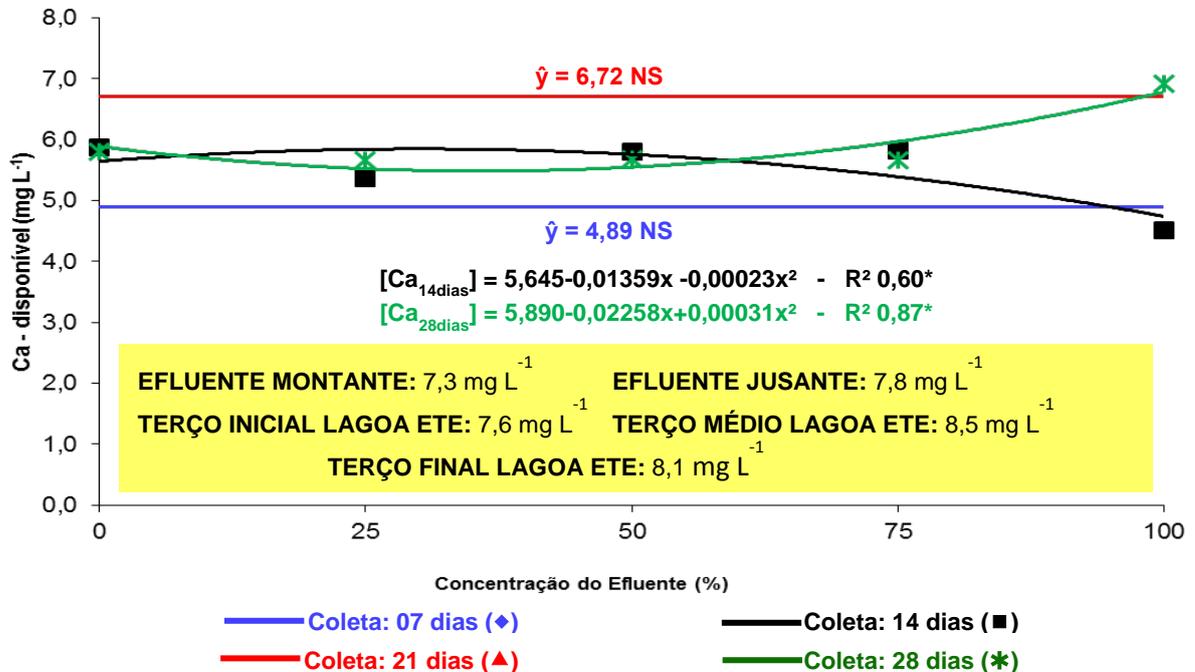
A concentração de Na nos recipientes aumentou de acordo com a concentração do efluente, pois no tratamento 0% de efluente observa-se uma quantidade de Na, aproximadamente, três vezes menor que no tratamento de 100% de efluente (Figura 39). Para Wetzel (1993) a distribuição espacial e temporal do elemento Na é uniforme, apresentando variações sazonais muito pequenas e, a redução em suas concentrações está presumidamente relacionada com a utilização deste elemento pelas algas e macrófitas aquáticas presentes no ambiente. Kissmann (1997) afirma que, dentre as estratégias adaptativas do aguapé encontra-se a tolerância à salinidade, com possível inibição de seu desenvolvimento na presença de concentrações de NaCl na água acima de  $10 \text{ g L}^{-1}$ .

Observa-se na figura 39 que a concentração de Na no efluente foi inferior ao valor de  $10 \text{ g L}^{-1}$ , e, portanto, pode ter sido por isso que as plantas não apresentaram nenhuma injúria visual em seus órgãos. Talvez, a capacidade adaptativa do aguapé proporcionou condições com que a planta se adaptasse ao meio em que foi inserida, dando destaque especial a concentração do tratamento com 100% de efluente (Figura 39). Os resultados obtidos também mostram que não houve diminuição expressiva da quantidade de K nos tratamentos em relação à lagoa e tampouco entre as épocas de coleta (Figura 38).

A figura 40 mostra os resultados de Ca obtidos em todos os tratamentos com variações na concentração de efluente e durante as épocas de coleta.

Os dados apresentados pela figura 40 mostram uma estabilidade na concentração desses elementos entre as concentrações de efluente aos 7 e 21 dias de coleta, não sendo possível detectar diferença significativa dos mesmos. Aos 14 e 28 dias houve aumento da concentração de Ca na solução em direção aos efluentes mais concentrados (75% e 100%). A tendência seria a redução desta concentração no efluente em função da absorção pelas plantas e, até mesmo para suportar o

crescimento destas (Figura 54). Quando se analisa a concentração de Ca no tecido dos aguapés encontra-se aumento quadrático em função do aumento da concentração do efluente (Figura 54).



**Figura 40.** Teor de Ca disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $p < 0,01 < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

Medeiros et al. (2008) revelaram que o aumento de Ca e Mg, no solo, pode implicar na diminuição de absorção do K, reduzindo assim a sua concentração na parte aérea da planta. Talvez, para o desenvolvimento de plantas em solução, como no efluente, é algo que precisa ser avaliado de forma mais detalhada.

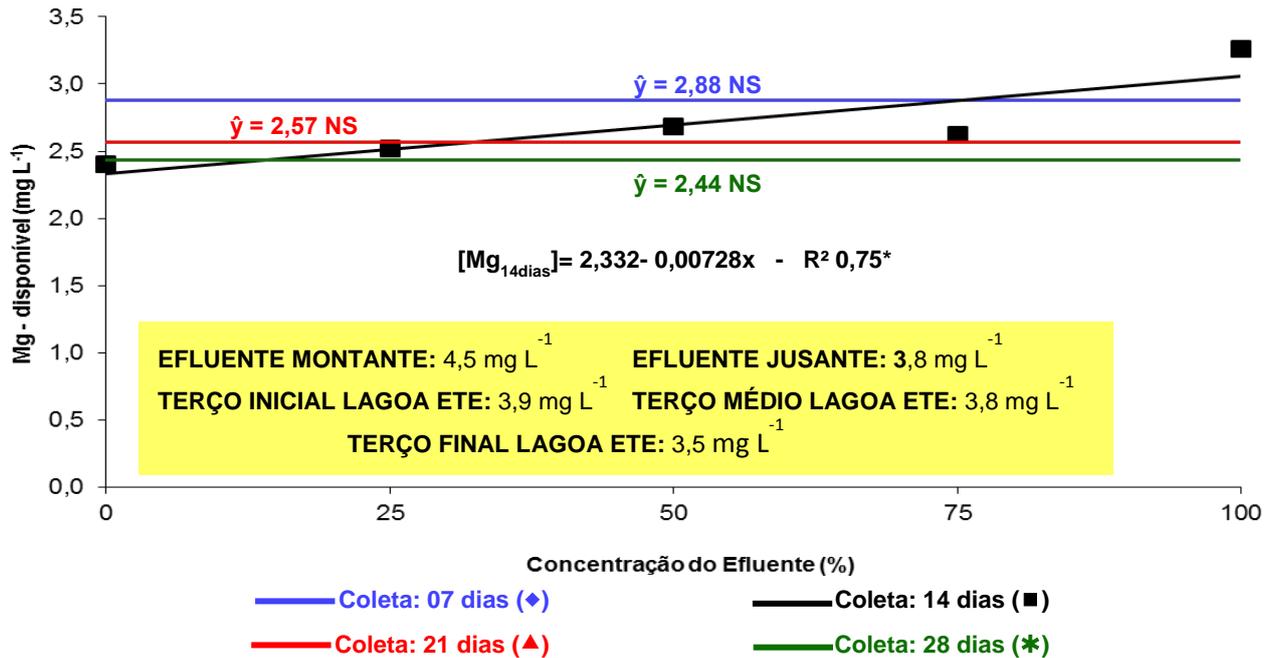
A água residuária de ETE, por exemplo, pode ser uma tornar alternativa para o fornecimento de Ca e Mg ao solo, substituindo, em parte, às fontes tradicionais de calcário. Por outro lado, o acréscimo ou decréscimo do elemento Ca está diretamente relacionado com a concentração do efluente aplicado (MEDEIROS et al., 2005).

Já para o Mg, houve diminuição da sua concentração entre as épocas de avaliação, sem efeito significativo entre os tratamentos com efluente (Figura 41). É importante mencionar que a concentração de Mg aos 21 e 28 dias de coleta foram menores comparados com os valores encontrados na lagoa de tratamentos e no efluente de descarte (Figura 41).

Para Prado et al. (1991) quanto maior as doses de K no meio podem ocorrer implicações diretas no decréscimo da absorção de Ca e Mg por aguapés (Figuras 40 e 41). Realmente, a se analisar a concentração de K (Figura 38), envolvendo também o Na (Figura 39) neste contexto, observa-se que as concentrações de Ca e, principalmente do Mg nos tratamentos foram de amplitude de concentração na solução.

O Mg é um dos nutrientes que auxiliam no desempenho de diversas funções no tecido vegetal e nos microrganismo presentes no tratamento biológico dos efluentes (VON SPERLING, 1996). Muito embora a concentração deste elemento tenha sido pequena comparada com os macronutrientes K e Ca, foram suficientes para colaborar o crescimento do aguapé nos tratamentos mais concentrados com efluente. Tem-se que analisar a combinação dos elementos e não os mesmos de forma isolada.

Segundo Melo e Marques (2000) existem vários trabalhos de pesquisa demonstrando que há um aumento na concentração de Mg nas folhas de diversas culturas como cana de açúcar, milho e sorgo quando se tem a adição do lodo de esgoto ao solo. Provavelmente, isso explique a redução da concentração do nutriente no efluente (Figura 41) comparado com outros elementos. A maior parte do Mg ficaria contida no resíduo sólido e não na água residuária (efluente).

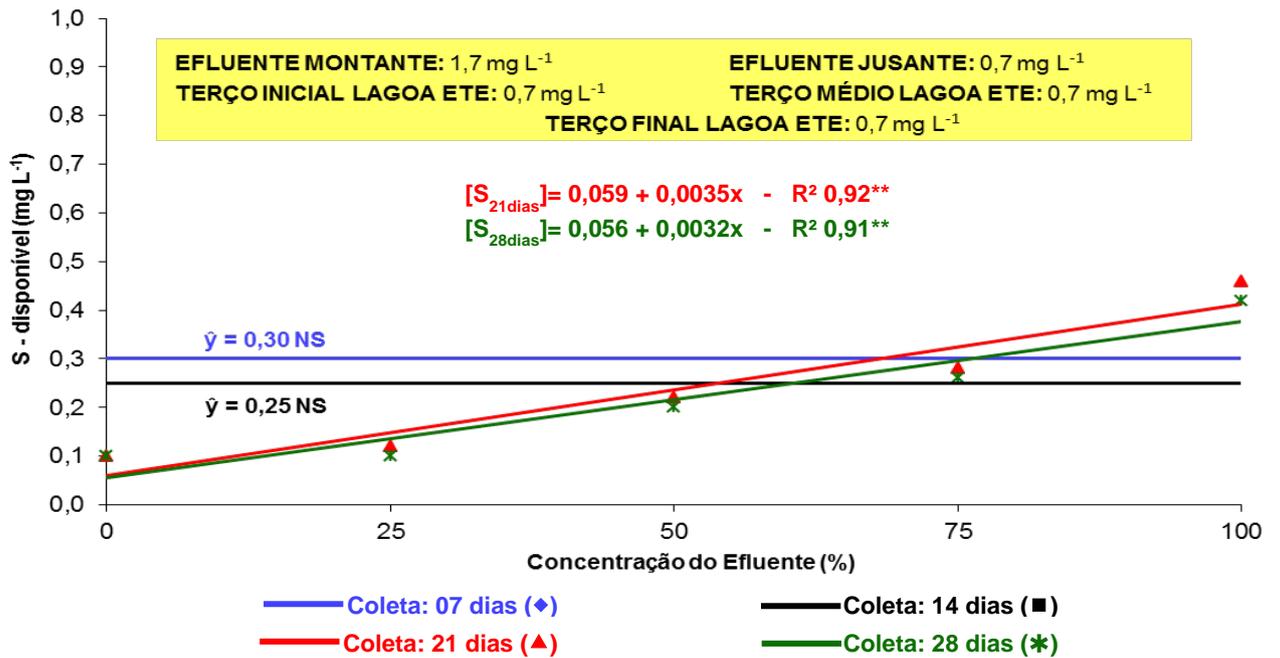


**Figura 41.** Teor de Mg disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo

Fonte: Unoeste, 2013.

A concentração de S (Figura 42) nos tratamentos foi menor comparado com os demais macronutrientes. Aliás, embora tenha ocorrido aumento linear da concentração de S aos 21 e 28 dias de experimentação em direção aos tratamentos mais concentrados com efluente, estes valores foram inferiores aos verificados na lagoa de tratamento, bem como no efluente já tratado pela mesma e, pronto para ser descartado no corpo hídrico.

Os aguapés, portanto, colaboraram para a diminuição da concentração de S do efluente. Os aguapés se desenvolveram com a concentração de S nos tratamentos (Figura 42). Porém, este desenvolvimento foi diferenciado em função do tratamento (Figura 56), da mesma forma que foi observada para os demais elementos comentados anteriormente. Nessas condições, provavelmente, o S pode ter sido translocado, em sua maioria, para a parte aérea do aguapé (MARSCHNER, 1986).



**Figura 42.** Teor de S disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

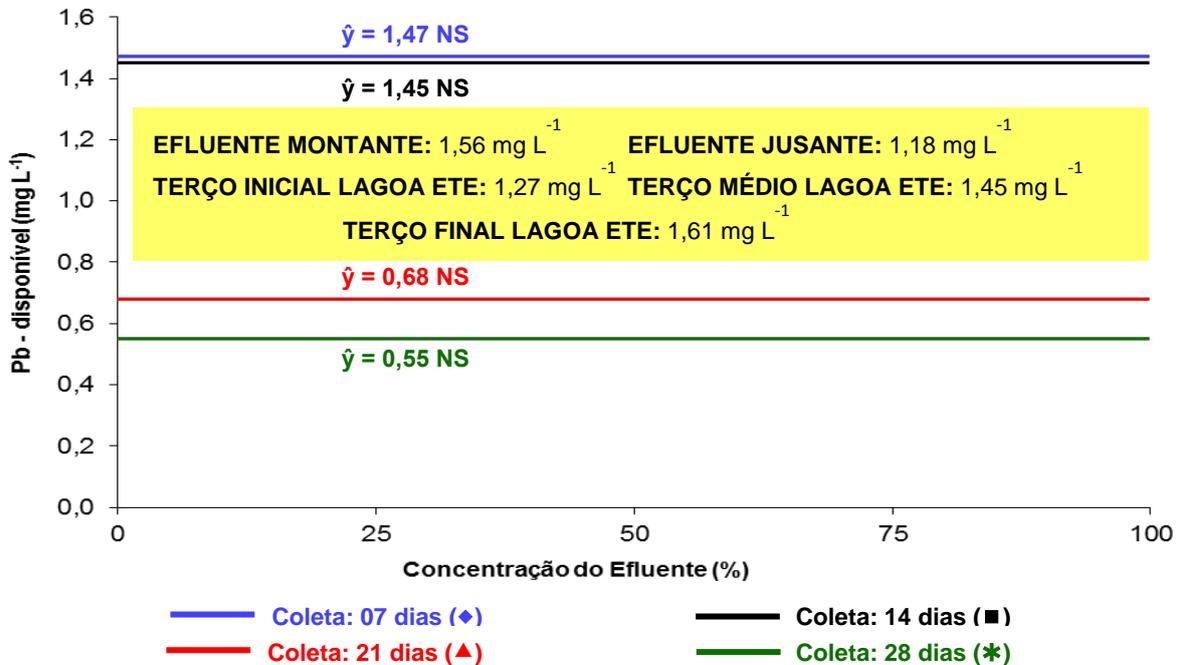
#### 4.1.2 Elementos tóxicos Chumbo (Pb) e Cromo (Cr)

Os metais pesados tóxicos são encontrados em esgoto doméstico, tanto no lodo quanto no efluente após o tratamento. Aliás, esta situação se caracteriza como preocupante para a sociedade atual.

O Pb assume destacada importância ambiental na atualidade também apresentou redução na concentração em função do tempo de avaliação, embora não tenha havido diferenciação significativa entre os tratamentos com concentração do efluente.

Chindhade et al. (1980), em seus estudos, utilizaram altas concentrações de Pb na avaliação dos efeitos nas plantas em um período de 72 horas de exposição. O resultados mostraram que mesmo a planta absorvendo altas concentrações de Pb não houve nenhuma reação adversa nesse período. Portanto, de acordo com os autores acredita-se que mesmo em períodos mais longos como no caso, desta pesquisa (Figura 43), o mesmo também não venha a causar danos.

As plantas aumentaram sua massa em função da concentração de efluente (Figura 57), mas, não aumentaram proporcionalmente a absorção de Pb de forma a apresentarem aumento na concentração de Pb no tecido. Este teor permaneceu inalterado entre os tratamentos (Figura 57).



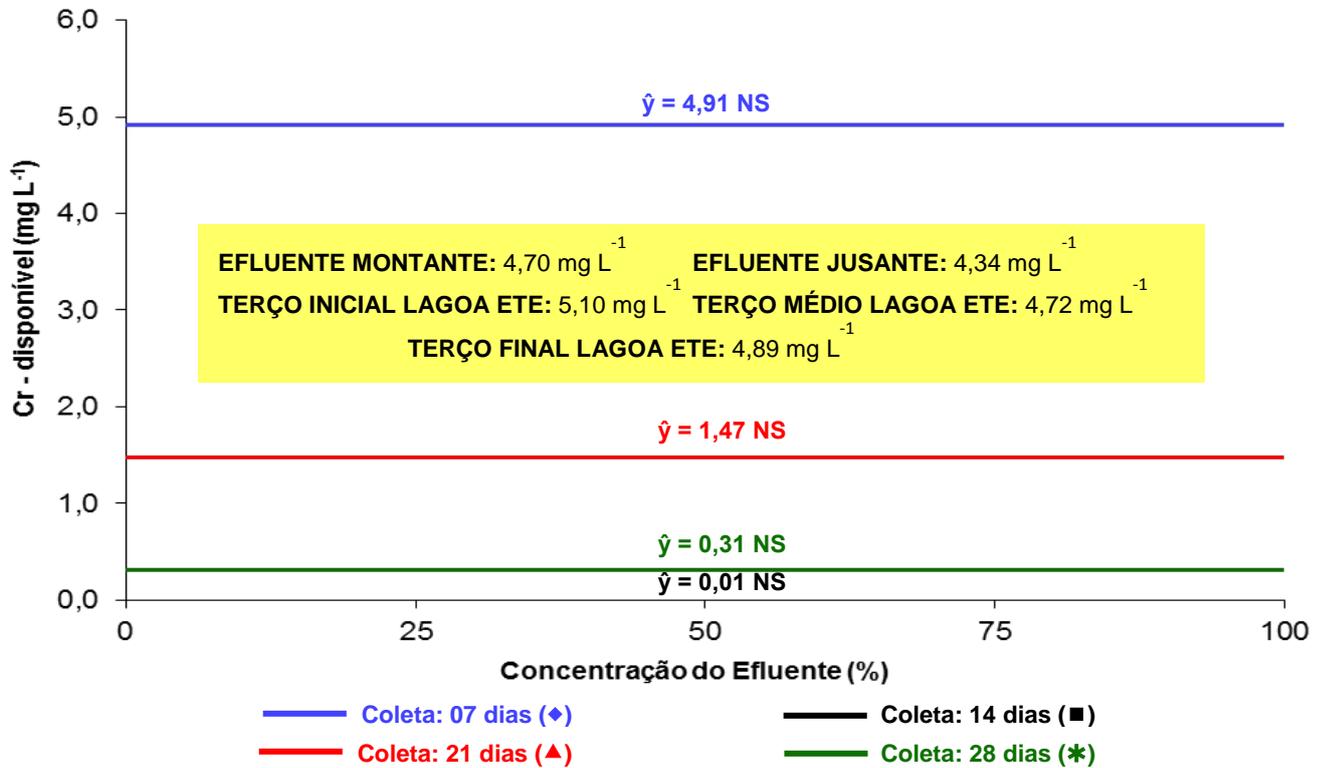
**Figura 43.** Teor de Pb disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

As análises de Cr disponível no efluente (Figura 44) mostra que o mesmo está presente em todos os tratamentos. De certa forma pode-se entender que a concentração de Cr diminuiu em função das épocas de coletas avaliadas e, que não houve diferença significativa entre os tratamentos.

Mukherjee e Mondal (1995) encontrou a absorção de Cr pelo aguapé, na faixa de 0,5-10 mg L<sup>-1</sup>, sendo que os resultados mostraram uma taxa de remoção deste metal entre 85-92% com tempo de retenção do efluente de 10 dias e, com o pH variando entre 7,0 e 7,5. Na figura 44, mesmo com os resultados para Cr sendo não significativos diante da concentração do efluente, observa-se que a

concentração deste metal foi diminuindo com o passar do tempo de avaliação e, se encontra dentro da mesma faixa de concentração verificada por Mukherjee e Mondal (1995). O pH variou entre 6,8 e 8,0 (Figura 45 A) permanecendo próximo do encontrado pelo autor citados anteriormente.



**Figura 44.** Teor de Cr disponível, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

As plantas mostraram eficiência na limpeza do efluente, pois provavelmente, a diminuição do Cr no efluente (Figura 44) pode estar relacionada com a absorção pelas mesmas (Figura 58).

#### 4.1.3 Análises físico-químicas

O pH teve um aumento relativo com o passar das semanas (épocas) mas manteve-se oscilando entre 6,5 e 8,0 (Figura 45 A) nas três primeiras épocas,

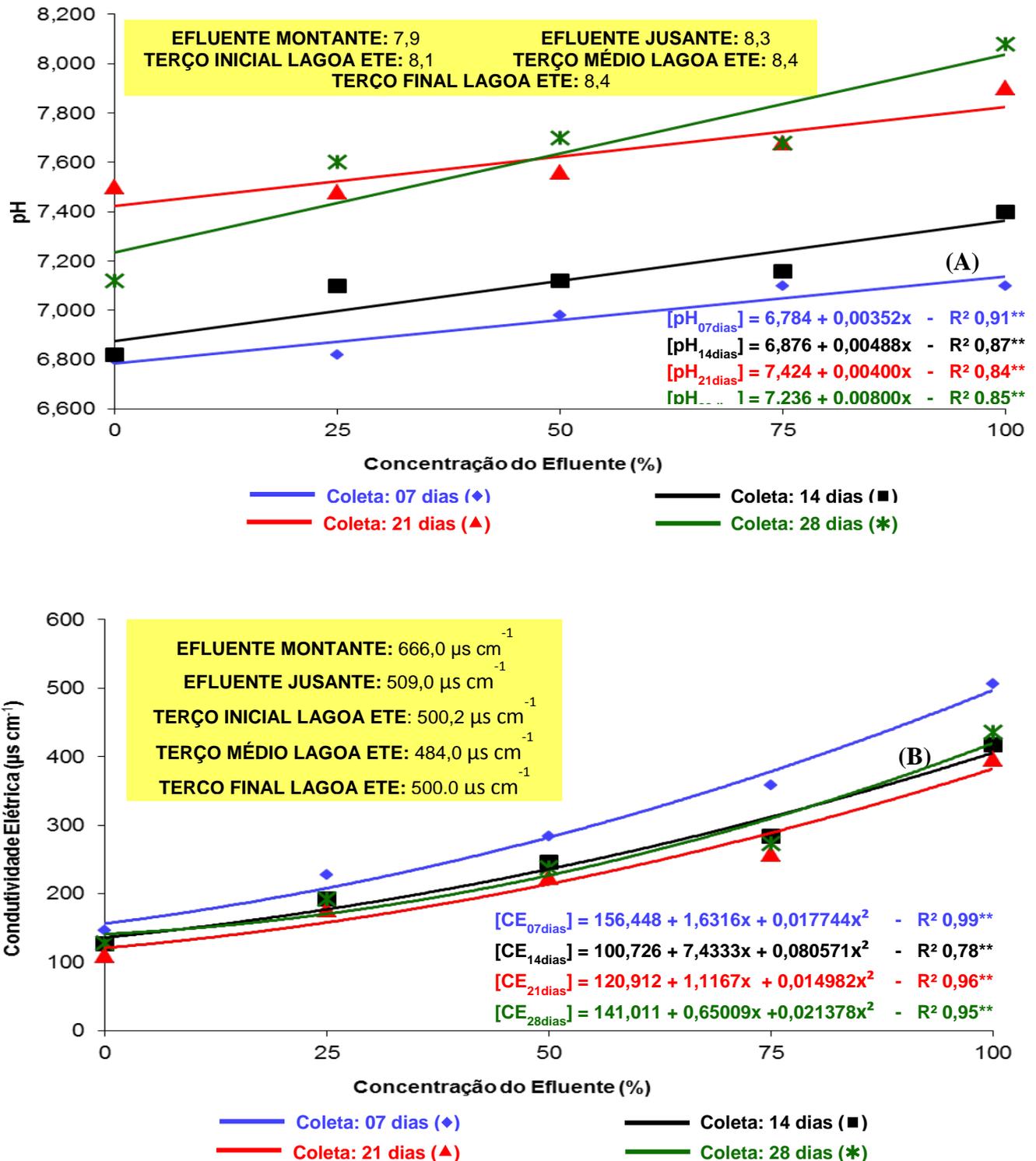
sendo que na última houve um aumento desproporcional. O pH pode influenciar na absorção de elementos essenciais, úteis e tóxicos para a sobrevivência e manutenção da planta, sendo, portanto, o fator que mais controla a sua absorção pelas plantas, principalmente quando se trata de micronutrientes.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido aos seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies; também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados e efeitos sobre a solubilidade de nutrientes (MARTINS et al., 2007). Brasil (2005) estabelece que os valores máximos para pH dever estar entre 8,0 e 11,0 dependendo da classe do rio em questão.

De acordo com as figuras 45 A e 45 B observa-se que houve aumento do pH e da condutividade elétrica no decorrer do tempo de avaliação. Provavelmente, com a absorção de água pelo aguapé, e até mesmo a perda de água pela evaporação direta da água para a superfície, ocorreu a concentração de bases no efluente e, conseqüentemente aumento do pH e da condutividade elétrica.

O aumento da concentração de elementos como K e Na nas épocas de avaliação contribuíram para o aumento da condutividade elétrica (Ce) também nas épocas de acordo com a concentração do efluente (Figura 45 B). Quanto maior a presença de íons condutores de eletricidade maior será a condutividade elétrica de uma solução. Assim, a elevação do pH e da condutividade elétrica está associada à concentração do efluente.

É importante salientar que os valores de condutividade elétrica do efluente nos respectivos tratamentos estão abaixo do valor encontrado na lagoa de tratamento e no efluente à jusante (descarte), indicando que, embora, tenha ocorrido aumento dos valores avaliados no decorrer no período de avaliação, as plantas, provavelmente, extraíram elementos químicos da solução, por exemplo, K e Na diminuindo a concentração dos elementos nos tratamentos com efluente (Figura 45 B). Em águas naturais os valores de condutividade elétrica se apresentam na faixa de 10 a 100  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e, em ambientes poluídos por esgoto doméstico ou industrial, os valores de condutividade podem chegar a 1000  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (BRIGANTE; ESPINDOLA, 2003).

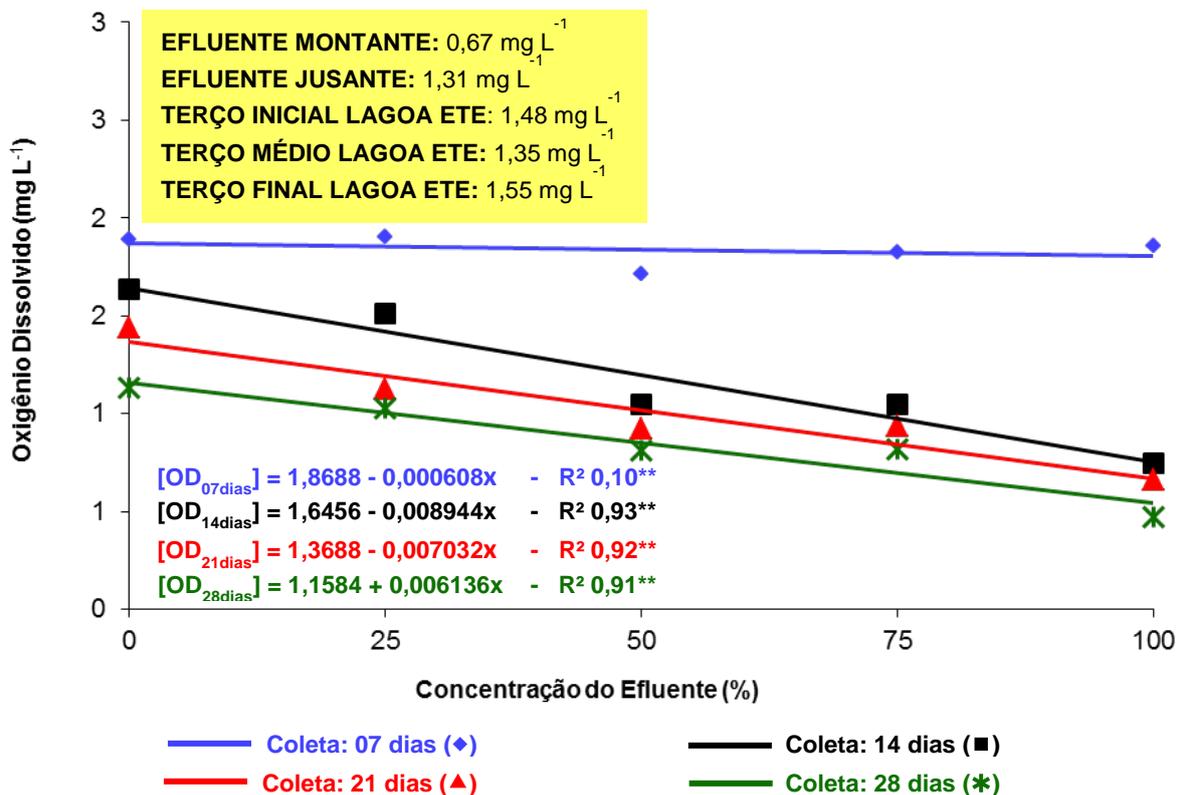


**Figura 45.** Valores de (A) pH e (B) Condutividade elétrica, em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

Os dados expressos na figura 46 mostram os valores de O<sub>2</sub> dissolvido no efluente em função da concentração de efluente.

De acordo com a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2007), o oxigênio proveniente da atmosfera se dissolve naturalmente nos corpos de água, devido à diferença de pressão parcial, sendo que outra fonte importante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. O oxigênio dissolvido (OD) é vital para os seres aquáticos aeróbios, sendo que seu nível de disponibilidade na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo hídrico através dos organismos fotossintéticos, em águas poluídas ou águas eutrofizadas (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).



**Figura 46.** O<sub>2</sub> dissolvido, em mg L<sup>-1</sup>, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em quatro épocas de coleta. Ajustes significativos (0,01 < p < 0,05 \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

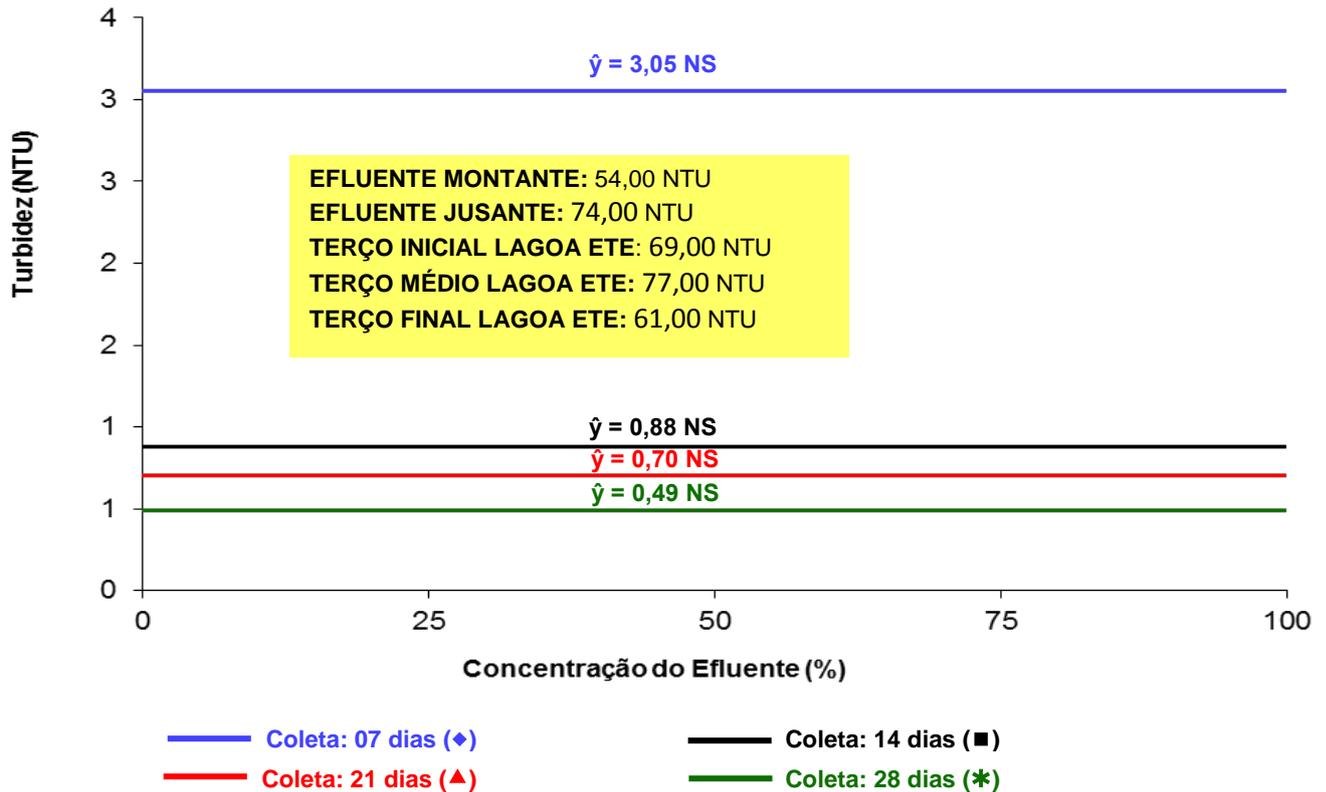
A descarga de material orgânico em excesso na água pode resultar no esgotamento do oxigênio do sistema, sendo que exposições prolongadas a concentrações abaixo de  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  podem não matar alguns organismos presentes mas, pode aumentar a susceptibilidade ao estresse (HERMES; SILVA, 2004).

A concentração de  $\text{O}_2$  do efluente diminuiu com o decorrer do tempo (de 7 a 28 dias) (Figura 46) comparado com o tratamento contendo apenas água. A velocidade de consumo de  $\text{O}_2$  dissolvido em meio aquoso poluído está sujeito à alterações dependentes da temperatura, pH e do tipo de material orgânico ou inorgânico presente (HERMES; SILVA, 2004).

Inicialmente, 7 dias após a instalação do experimento, não houve redução do  $\text{O}_2$  entre os tratamentos. Posteriormente, o próprio crescimento das plantas pode ter colaborado para a redução do  $\text{O}_2$  entre os tratamentos e épocas de avaliação, já que com o tempo pode ter havido diminuição gradativa do  $\text{O}_2$  comparado com a primeira época de coleta. Destaca-se que, a redução de  $\text{O}_2$  dissolvido dos tratamentos foi inferior aos valores apresentados pelo efluente da lagoa e do descarte, com exceção da coleta aos 7 dias. Este comportamento pode ser esperado, pois dependendo da composição do efluente, os aguapés necessitam absorver mais  $\text{O}_2$  para sua sobrevivência. Vale lembrar que não existiu oxigenação do efluente em nenhuma condição.

A turbidez da água pode ser definida através do grau de atenuação que um feixe de luz sofre ao atravessá-la. A presença de sólidos em suspensão com silte e argila além de detritos orgânicos, algas e plâncton em geral podem dificultar a passagem de luz, aumentando a turbidez da água. A elevação da turbidez pode levar à redução da fotossíntese da vegetação aquática que, por sua vez, pode suprir a produtividade de peixes, inclusive, influenciando nas comunidades biológicas aquáticas. A turbidez também pode afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional da água (COMPANHIA..., 2007).

Na figura 47, na primeira época houve aumento na turbidez. Porém, a turbidez não foi significativa nas três últimas épocas de coleta e foi levemente diminuída entre elas, entre a primeira época e as três últimas houve uma diminuição que pode ter sido ocasionada por uma chuva de baixa intensidade antes das últimas coletas. Também não foi detectada diferença na turbidez entre os tratamentos.



**Figura 47.** Turbidez, expressa em NTU, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em duas épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

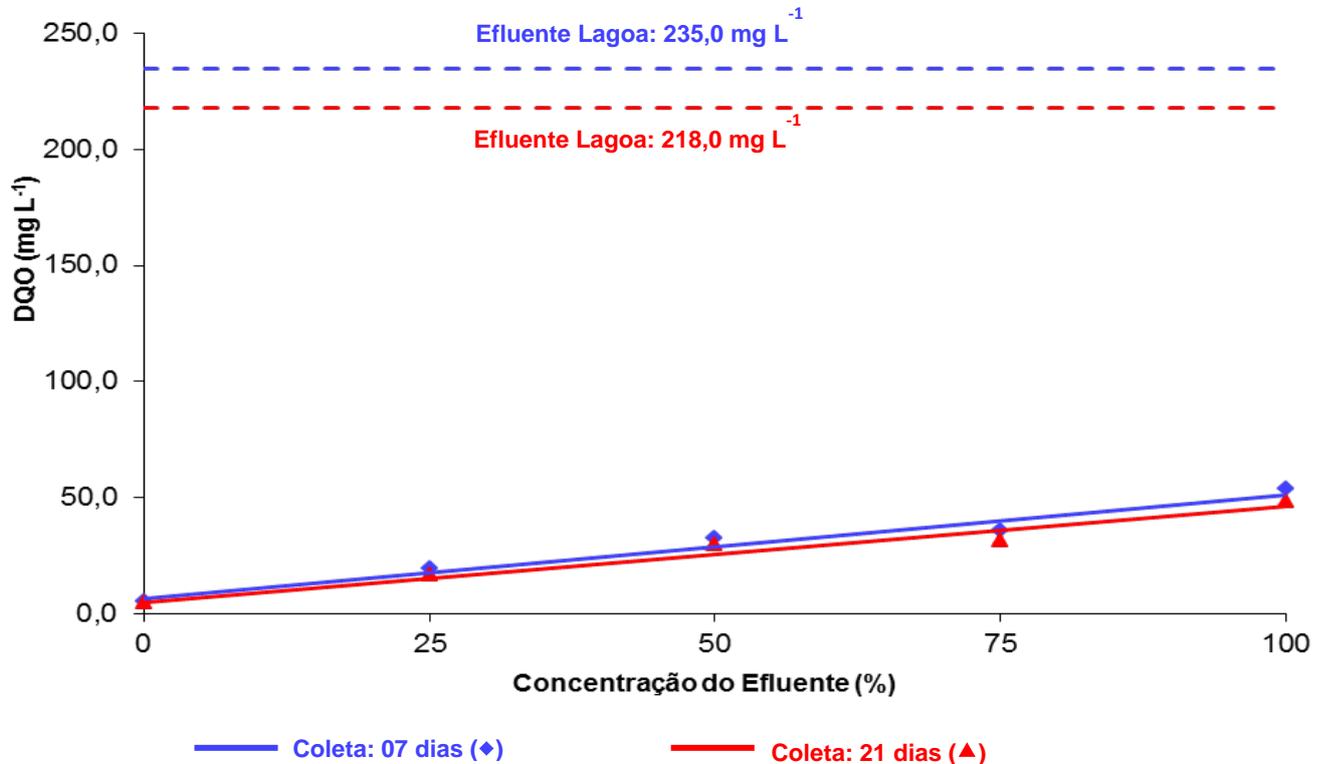
Fonte: Unoeste, 2013.

Os valores de turbidez dos tratamentos foram inferiores aos obtidos nas análises do efluente da lagoa e do descarte. Este fato ocorreu porque houve decantação do material particulado do efluente, em suas concentrações definidas, para o fundo do recipiente. No momento da amostragem, as amostras foram coletadas dos recipientes, sem, entretanto, amostrar o fundo do mesmo. Já, na lagoa, com a entrada constante de material particulado houve sempre material em suspensão.

A figura 48 apresenta dos dados de demanda química de oxigênio (DQO) em função dos tratamentos, das amostras da lagoa de tratamento e do descarte.

A DQO é a quantificação do oxigênio necessário para realizar a oxidação da matéria orgânica de um efluente via reagente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da  $\text{DBO}_5$ , inclusive, obtido num menor período de tempo analítico. O aumento da concentração de DQO em um corpo

hídrico deve-se, principalmente, à presença de substâncias de origem industrial (COMPANHIA..., 2007).



**Figura 48.** Demanda Química de Oxigênio (DQO), em  $\text{mg L}^{-1}$ , nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em duas épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo.

Fonte: Unoeste, 2013.

Foram realizadas duas coletas para a quantificação da DQO, em função da limitação na utilização da estrutura responsável pela determinação da DQO e DBO. Na figura 48 foi observado o aumento da DQO diante do aumento da concentração de efluente. Na mesma figura, também se verifica que houve pequena redução deste parâmetro dos 7 para os 21 dias de avaliação.

As diferenças dos valores de DQO entre o efluente presente na lagoa de tratamento do esgoto, do efluente de descarte e dos valores obtidos nos tratamentos experimentais são de 5 a 10 vezes maiores, de acordo com a concentração de efluente. Se houve aumento da DQO em direção ao efluente mais concentrado (T5=100% de efluente, por exemplo) (Figura 48) foi porque houve aumento da concentração de efluentes industriais com difícil degradação no meio.

Os resultados mostram que, de alguma forma, a presença do aguapé colaborou para a redução da DQO do efluente ou a presença de resíduos de difícil degradação estavam restritos ao particulado orgânico que decantaram e se depositaram no fundo das caixas d'água. Portanto, a DQO se constitui em um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais, sendo muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO para observar a biodegradabilidade de despejos (COMPANHIA..., 2007).

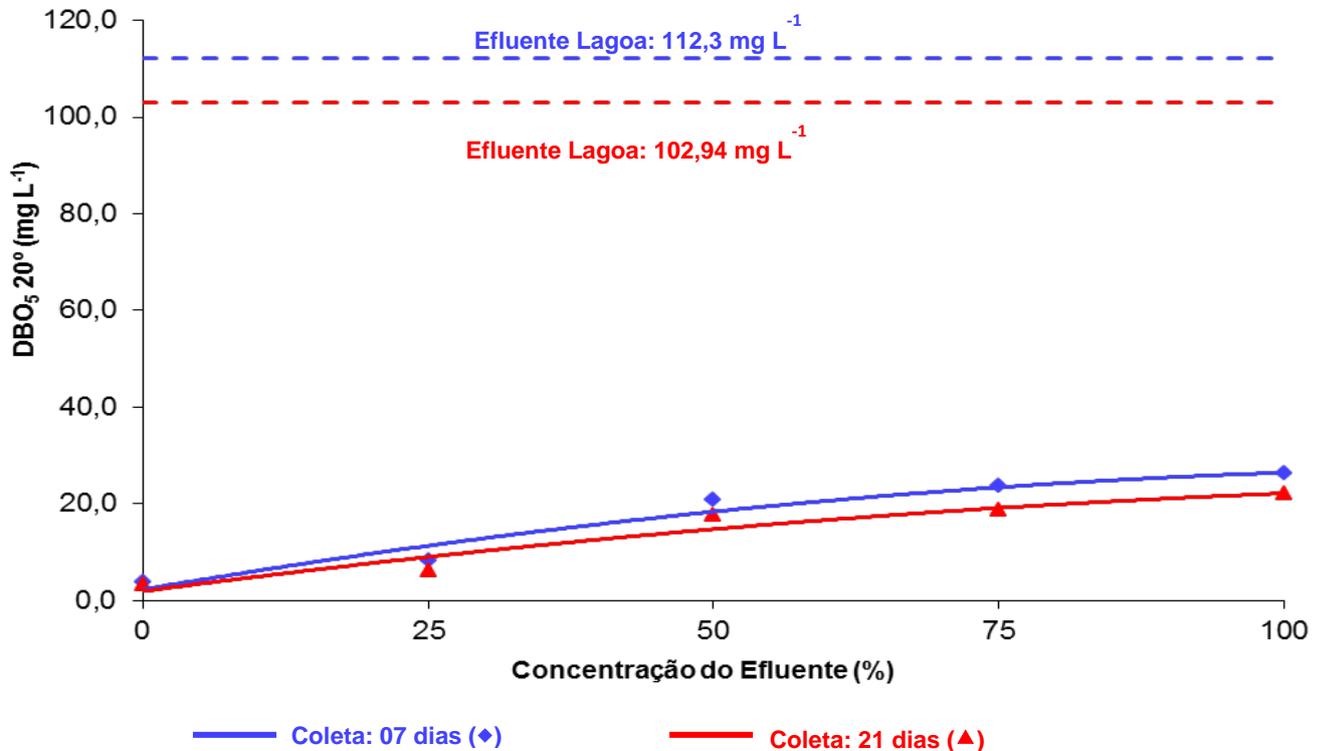
A expressão Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) demonstrada na Figura 49, correspondem à quantificação empírica de oxigênio consumido pelos microrganismos, presentes no esgoto ou em águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantida no escuro, em temperatura controlada (normalmente 20° C) por um determinado período de tempo. Essa demanda pode ser suficientemente grande, para consumir todo o oxigênio dissolvido na água o que condiciona a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática (HERMES; SILVA, 2004).

Os dados apresentados na figura 49 mostram que houve aumento da DBO do T1 para o T5, ou seja, do tratamento sem efluente para o tratamento com 100% de efluente. Aliás, é importante citar que a DBO nos tratamentos sem efluente e com 25% de efluente foi baixa, indicando, portanto, baixa carga de poluição orgânica.

Os maiores aumentos em termos de DBO num corpo de água são provocados por despejos de origem predominantemente orgânica. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir à completa extinção do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir odores desagradáveis (COMPANHIA..., 2007).

A DBO afeta diretamente o nível de O<sub>2</sub> dissolvido na água, e, assim quanto maior a DBO mais rapidamente o O<sub>2</sub> será eliminado do sistema. Com isso, menos O<sub>2</sub> dissolvido estará disponível para uso pelos organismos aquáticos como plânctons, algas, macrófitas, entre outros (HERMES; SILVA, 2004). Na figura 46 pode-se observar que o O<sub>2</sub> dissolvido diminuiu gradativamente em função do aumento gradual da concentração de efluente, isto é, incremento da carga orgânica.

Entretanto, ainda houve disponibilidade de  $O_2$  dissolvido para que as macrófitas mantivessem seu crescimento no ambiente.



**Figura 49.**  $DBO_5$  20°C, em  $mg L^{-1}$ , nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%, e em duas épocas de coleta. Ajustes significativos ( $0,01 < p < 0,05$  \*\*); ns = não significativo

Fonte: Unoeste, 2013.

Sistemas aquáticos que não estão poluídos apresentam valores de DBO até  $2,0 mg L^{-1}$ , enquanto corpos hídricos sujeitos à descargas de efluentes podem apresentar valores superiores a  $10,0 mg L^{-1}$  (HERMES; SILVA, 2004). Os valores obtidos nos tratamentos com 50%, 75% e 100% de efluente não ultrapassaram valores de  $20 mg L^{-1}$ , enquanto na lagoa e descarte os valores foram demasiadamente superiores.

Como na DBO mede-se apenas a fração biodegradável, quanto mais este valor se aproximar da DQO significa que mais facilmente biodegradável será o efluente (COMPANHIA..., 2007).

## 4.2 Análise Química do Tecido Vegetal

### 4.2.1 Macronutrientes e sódio (Na)

Os aguapés se desenvolveram satisfatoriamente em todos os tratamentos, Porém, a figura 50 mostra que houve aumento gradativo da absorção de  $\text{N-NH}_4^+$  em função do aumento da concentração de efluente. As plantas do T5 (100% de efluente) apresentaram maior concentração de efluente em seu tecido comparado, por exemplo, com os aguapés que cresceram nas condições do T1 (apenas água potável). Provavelmente, as plantas deste último tratamento apresentavam um reserva de  $\text{N-NH}_4^+$  adquirida ainda na represa de onde foram coletadas, mas que com o passar do tempo diminuiria e, acabaria, por afetar, o crescimento das plantas.

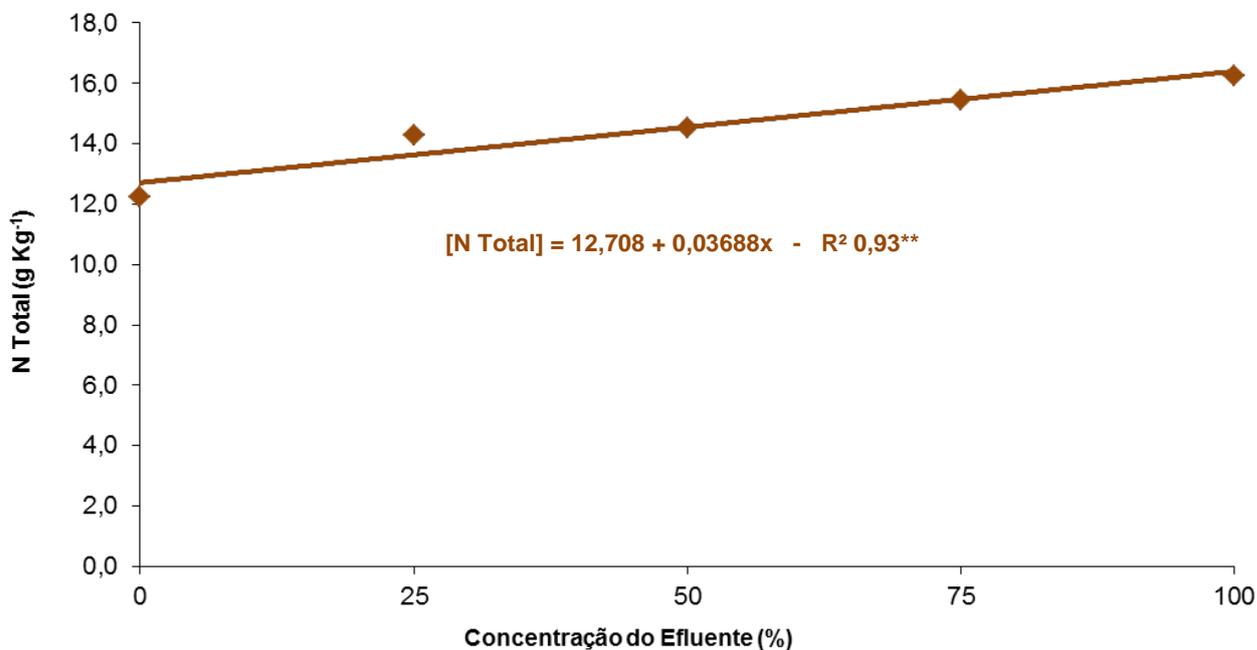
Os dados expressos na figura 59 mostram que os aguapés presentes nos recipientes associados os tratamentos de 100% de efluente produziram mais massa seca/tratamento, reduzindo gradativamente conforme vai diminuindo a concentração do efluente. Este fato demonstra que se as plantas cresceram mais e produziram mais massa de matéria seca foi devido às condições propícias encontradas nestes recipientes, tal como a presença de nutrientes dissolvidos. Dentre estas condições destaca-se a disponibilização de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Com o aumento da concentração do efluente também houve aumento da concentração de P disponível às plantas (Figura 51). Com aumento da carga orgânica no efluente é normal observar aumentos nos níveis de N e P. Associado ao N este último elemento também pode ter colaborado com o crescimento e desenvolvimento do aguapé (Figura 59).

A espécie vegetal mais citada na literatura científica visando a remediação de águas residuárias e/ou efluente é aquela relacionada ao aguapé. Porém, para seu estabelecimento no local o nível de poluição não pode ser excessivamente alto tampouco as águas podem ser pouco poluídas, pois, neste último caso, as plantas apresentam dificuldade de crescimento (TOKI et al., 1994).

As macrófitas flutuantes permitem a remoção de N e P de ambientes aquáticos e, em pesquisas desenvolvidas na China, têm sido usadas para tratar efluentes de esgoto doméstico e industrial (LI; WU; HE, 1995), bem como em

Portugal manejadas para descontaminar os lagos do Porto Urban poluídos com N e P (MOREIRA; VASCONCELOS; PARDAL, 1999).



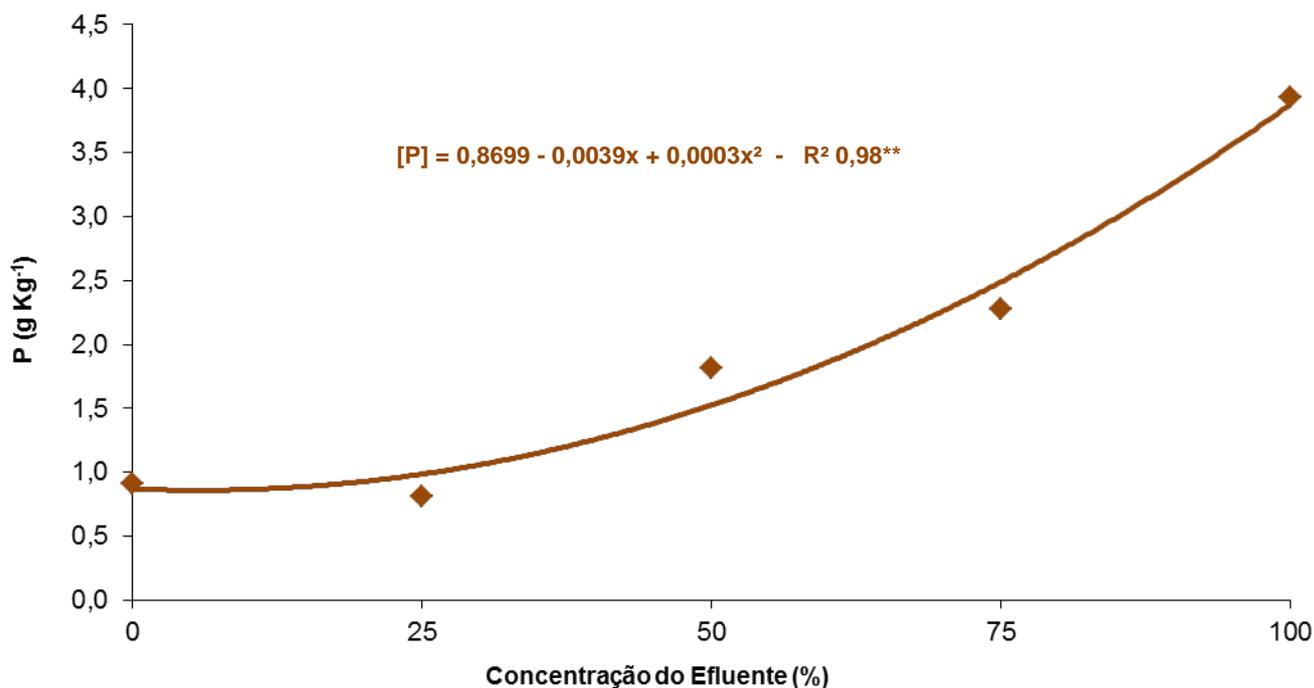
**Figura 50.** Teor de N total, em g kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste linear significativo a nível de 1% de probabilidade (p<0,01 \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Henry-Silva (2001) relataram que foram observadas maiores taxas de crescimento de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* quando cultivadas em ambiente com maiores concentrações de N e P. E, ao se analisar as Figuras 50 e 51, pode-se comprovar a argumentação do autor referido acima, pois quanto maior a concentração do efluente, maior a concentração dos macronutrientes N e P. Provavelmente, a concentração elevada destes nutrientes também estimulou o maior desenvolvimento das plantas, proporcionando condições para que as mesmas aumentassem a massa da matéria seca.

Vale ressaltar, apenas a título de comparação, que os teores de P encontrados nas plantas de aguapé estão muito próximos aos encontrados, por exemplo, nas folhas de algumas hortaliças como a alface (4-7 g kg<sup>-1</sup>) e a couve (3-7 g kg<sup>-1</sup>) (RAIJ et al., 1996). Considerando que as folhas do aguapé representam a

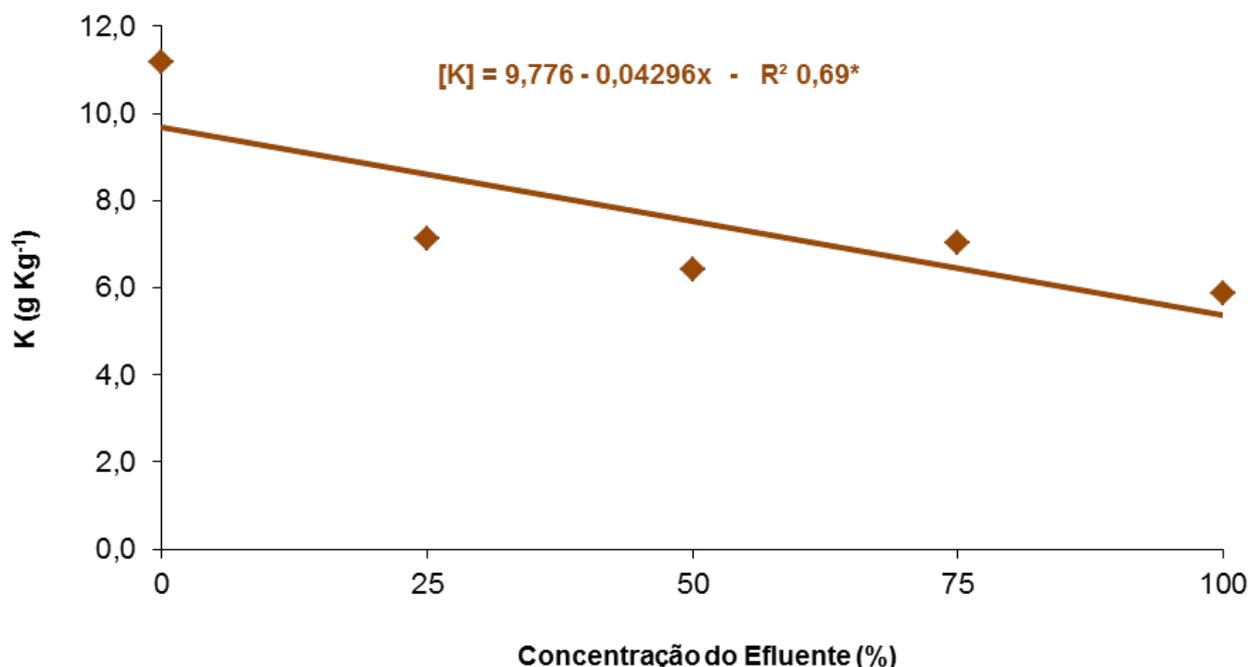
maior proporção da massa da matéria verde das plantas, pode-se presumir que o teor encontrado nas folhas é significativo perante às outras culturas.



**Figura 51.** Teor de P total, em g kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste quadrático significativo a nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$  \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Com relação ao K, a Figura 52 mostra que as plantas dos tratamentos com maior concentração de efluente (75 e 100% de efluente) apresentaram menor concentração de K no tecido e, aquelas que cresceram apenas em água (sem efluente) apresentaram concentração de K maior comparado aos tratamentos mais concentrados (75 e 100% de efluente). Esta baixa absorção de K pelas plantas, talvez, possa ser explicada pela concentração de K e Na presentes no efluente. A figura 53 mostra que houve aumento considerável de Na no tecido das plantas do tratamento 1 (sem efluente) para o 5 (100% de efluente). A absorção de Na pelo aguapé na situação de 100% de efluente foi aproximadamente três vezes maior comparado com as plantas consideradas testemunhas, ao mesmo tempo em que a redução do K ocorre em 50% nos mesmos manejos.



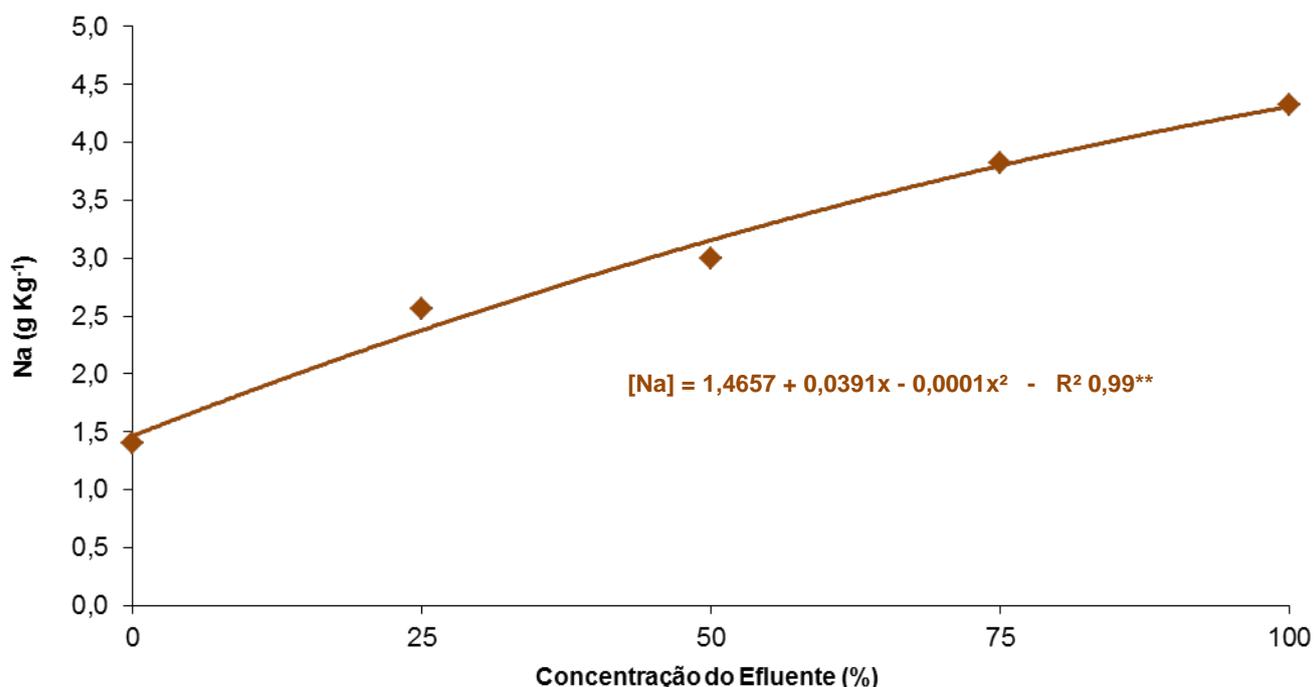
**Figura 52.** Teor de K total, em g kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste linear significativo a nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,05$  \*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Embora tenha ocorrido este aumento na absorção de Na não foram detectadas injúrias em qualquer parte do tecido vegetal. Normalmente, o ambiente de elevada salinidade pode causar uma perda de água das células e a diminuição do turgor celular. Ao mesmo tempo, o acúmulo de íons específicos como o Na e o Cl na planta podem interferir diretamente nos processos bioquímicos. O estresse osmótico é, geralmente, imediato e particularmente prejudicial para a germinação das sementes, emergência e vigor das plântulas e absorção de água (MASTERS; BENES; NORMAN, 2007; FLOWERS; COLMER, 2008; MUNNS; TESTER, 2008).

O Na é classificado como útil, entretanto, sob algumas circunstâncias o Na pode substituir o K em situação extraordinária. Espécies vegetais da família Chenopodiaceae e outras famílias com plantas que possuem elevado grau de tolerância a sais podem realizar substituições deste tipo e acumular quantidades significativas de algum elemento químico com elevado índice salino (MARSCHNER, 1995). E, na maioria dos casos, o Na substitui o K nas funções específicas de homeostase osmótica. Subbarao et al. (1999) observaram um extraordinário grau de

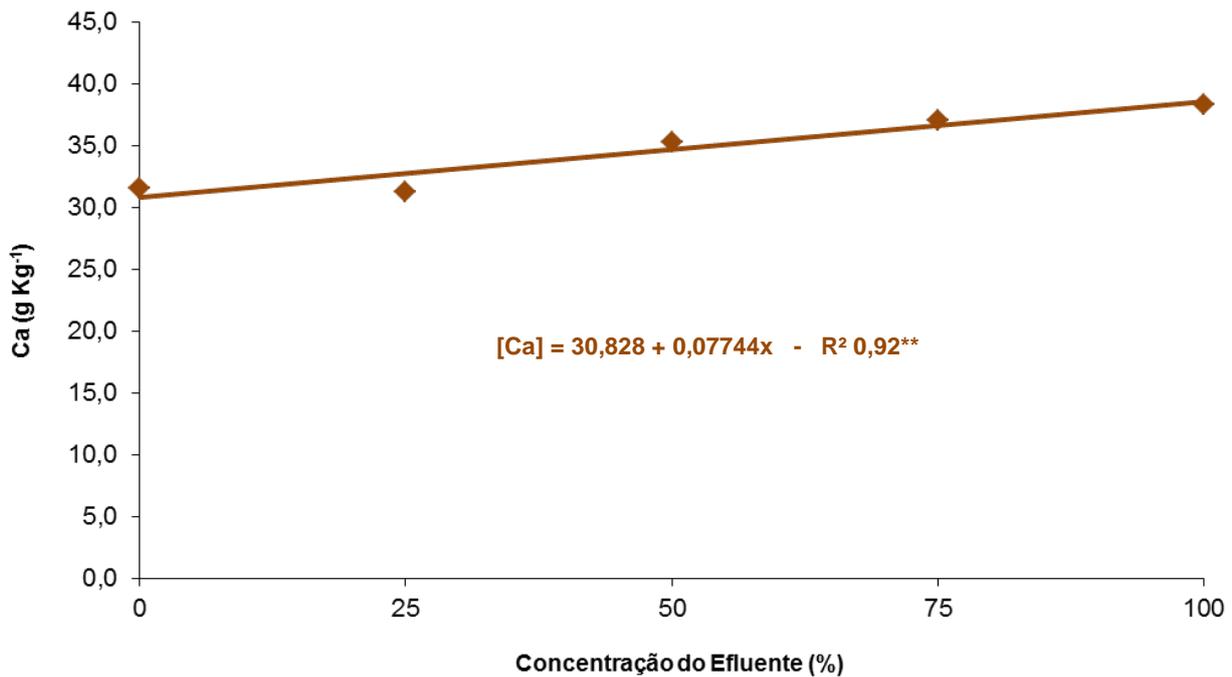
substituição de K pelo Na em beterraba vermelha, conhecida como *Beta vulgaris*. A substituição do K foi da ordem de 98% e nenhuma injúria ao tecido vegetal foi verificado.



**Figura 53.** Teor de Na total, em g kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste quadrático significativo a nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$  \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Para Taiz e Zeiger (2004) os teores normais de Na para plantas não natrofilicas é de 10 mg kg<sup>-1</sup>, porém, Marschner (1995) informa que as espécies e genótipos das plantas diferem grandemente quanto à capacidade de absorver e translocar o Na em seus tecidos.

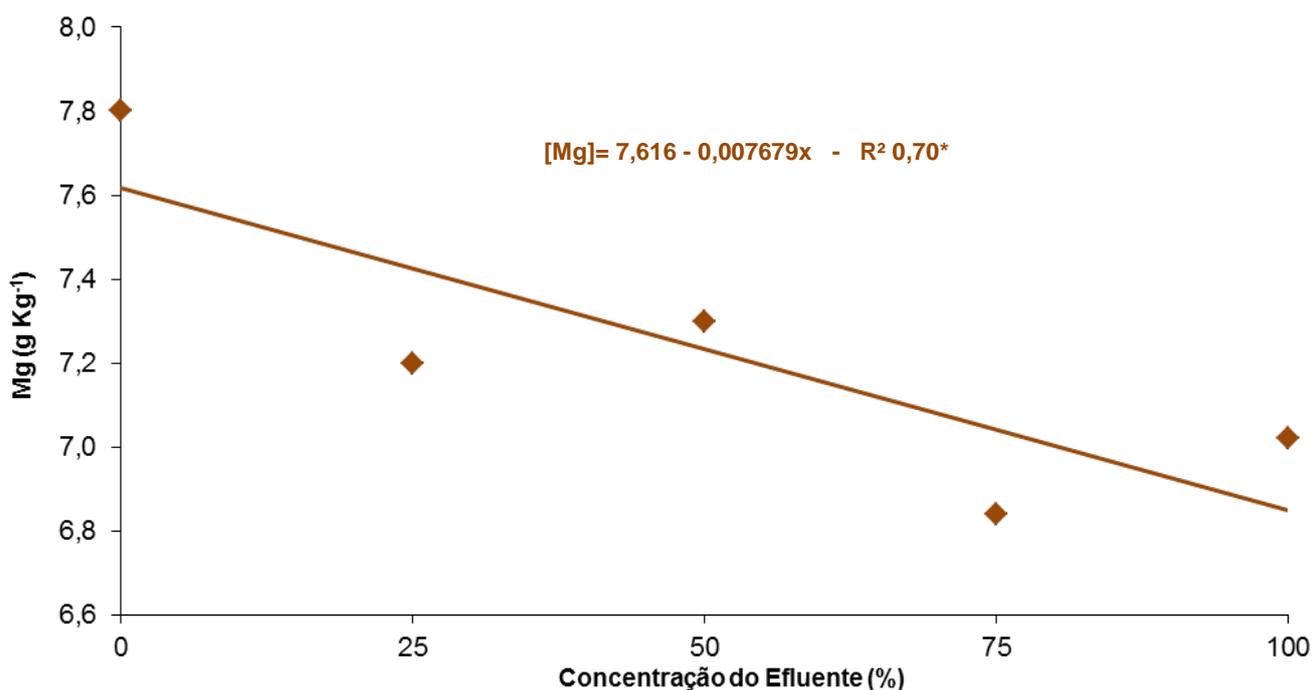


**Figura 54.** Teor de Ca total, em g kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste linear significativo ao nível de 1% de probabilidade (p<0,01 \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Analisando os dados da Figura 54 e interpretando algumas informações presentes na literatura, há evidência de que o teor de Ca encontrado no tecido das plantas de aguapé é considerado de suma importância para a manutenção da integridade da planta. Epstein e Bloom (2006) citaram que quando uma planta é exposta a concentrações externas elevadas de Na, consideradas suficientes para impor estresse salino, concentrações satisfatórias de Ca, podem conferir um marcante grau de proteção à planta. Outro detalhe marcante intrínseco à esta Figura 54, é que pode ter ocorrido um efeito de diluição do Ca no tecido vegetal, uma vez que, as plantas que cresceram em ambiente com maior disponibilidade de nutrientes produziram maior massa da matéria seca. Portanto, cresceram mais e realizaram uma extração mais intensa de Ca do efluente, nos respectivos tratamentos. Além disso, ao se interpretar a Figura 40 entende-se que houve diminuição da disponibilidade de Ca na última época avaliada, o que coincidiu com a coleta de plantas. Assim sendo, o aguapé foi capaz de responder.

Para Raij (1996), as raízes podem ser consideradas um reservatório de Ca na planta, em vista de ter maior teor desse nutriente nas maiores concentrações, provavelmente, em decorrência da baixa mobilidade do Ca na planta. O teor de Ca considerado ótimo para o crescimento, verificado em espécies da mesma família de *H. reniformis* como *E. crassipes* foi de  $30 \text{ mg L}^{-1}$  (SINGH et al., 1984). Portanto, a concentração de  $35 \text{ mg L}^{-1}$  de Ca, pode ter colaborado no desenvolvimento da biomassa ser maior nos tratamento com maior concentração devido ao favorecimento desse elemento para o desenvolvimento da mesma.



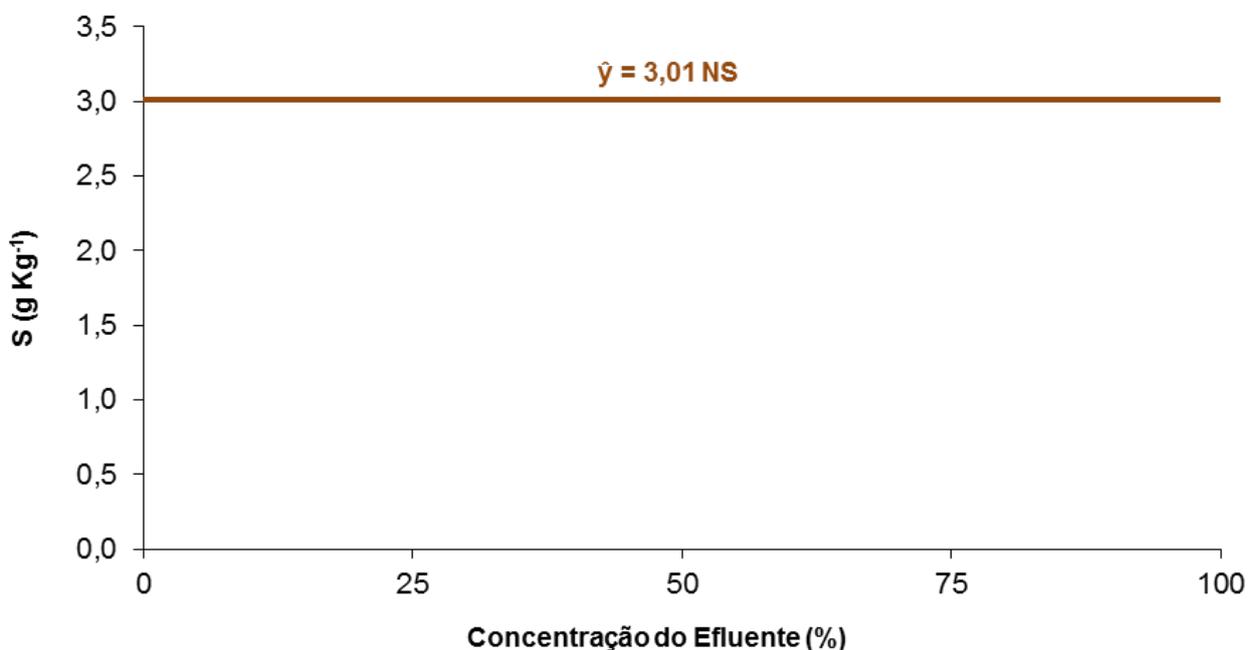
**Figura 55.** Teor de Mg total, em  $\text{g kg}^{-1}$ , no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste linear significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,05$  \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

Interpretando a Figura 55, verifica-se que houve uma redução no teor da planta toda entre os tratamentos. Provavelmente, também ocorreu diluição do elemento no tecido vegetal em virtude do maior crescimento das plantas associado com a redução na disponibilidade de Mg no efluente na última semana de coleta de efluente e tecido para realização da análise química.

O Mg está situado no centro das clorofilas a e b, cuja função parece ser a manutenção da configuração da clorofila. Além disso, pode-se conferir ao Mg o título de maior ativador de enzimas no sistema vegetal (EPSTEIN; BLOOM, 2006). Por isso, quanto maior o estímulo para crescimento maior a exigência de Mg no tecido (Figura 55) e redução da disponibilidade deste no substrato.

A Figura 56 expressa os resultados de teor de S nas plantas de aguapé e, permite observar que não foi possível estabelecer uma tendência na absorção de S. Ao se verificar a Figura 41 pode-se entender que houve redução no teor de S durante as semanas de avaliação, mas sem uma resposta clara na planta.



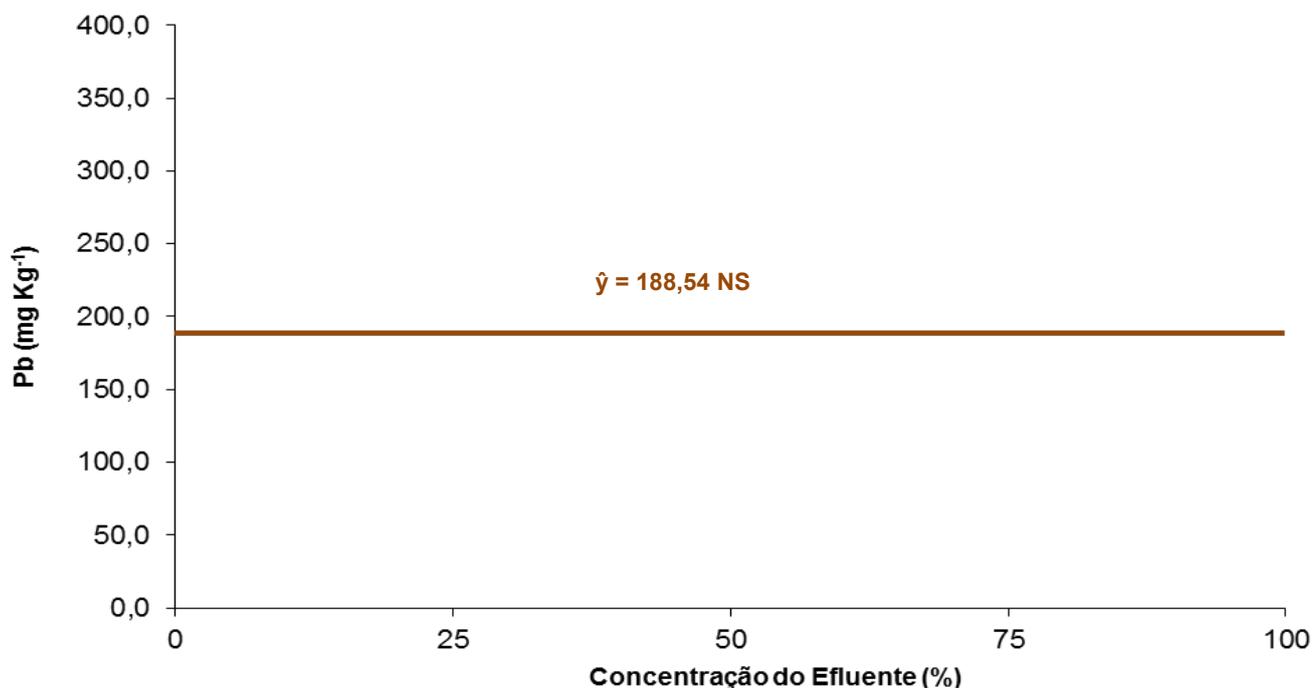
**Figura 56.** Teor de S total, em  $\text{g kg}^{-1}$ , no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. ns = ajuste não significativo

Fonte: Unoeste, 2013.

Porém, a planta do aguapé suportou bem essa quantidade de S, pois não houve injúria para a mesma. Nessas condições, provavelmente, o S foi translocado para a parte aérea (MARSCHNER, 1995).

#### 4.2.2 Elementos tóxicos Chumbo (Pb) e Cromo (Cr)

A Figura 57 apresenta o teor de Pb no tecido das plantas de aguapé submetidas ao manejo com efluente de ETE, de 0 a 100% de concentração.



**Figura 57.** Teor de Pb total, em mg kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. ns = ajuste não significativo. Ajuste linear significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,05$  \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

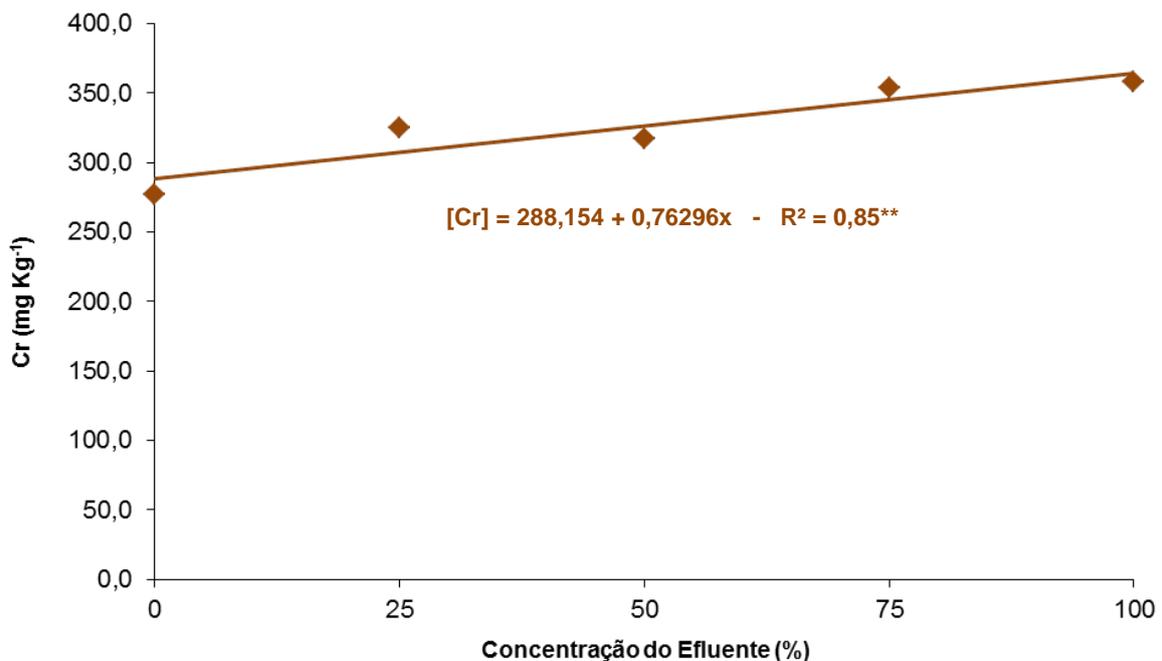
Não houve diferença significativa no teor de Pb no tecido do aguapé (Figura 57) diante dos tratamentos aplicados. Talvez, as plantas já tenham sido coletadas com o teor elevado deste elemento no tecido e, a absorção dos metais a partir do efluente (Figura 43) não tenha sido suficiente para causar um incremento neste teor.

Entretanto, não foi observado qualquer sintoma de toxidez de Pb nas plantas. De acordo com Kabata-Pendias e Pendias (1985) a faixa crítica de metais na biomassa está estimada de 30-300 mg kg<sup>-1</sup>. Portanto, o teor de Pb apresentado

na figura 56 está inserido no contexto apresentado por Kabata-Pendias e Pendias (1985).

Já com relação ao Cr, houve um incremento linear no teor do tecido do aguapé do tratamento sem efluente para o 100% de efluente (Figura 58). Provavelmente, as plantas também foram coletadas com o teor elevado deste elemento no tecido e, a absorção dos metais a partir do efluente (Figura 44) colaborou com este aumento gradual.

Embora tenha ocorrido este aumento no teor de Cr no tecido, também não foi observado qualquer sintoma de toxidez de Cr nas plantas.



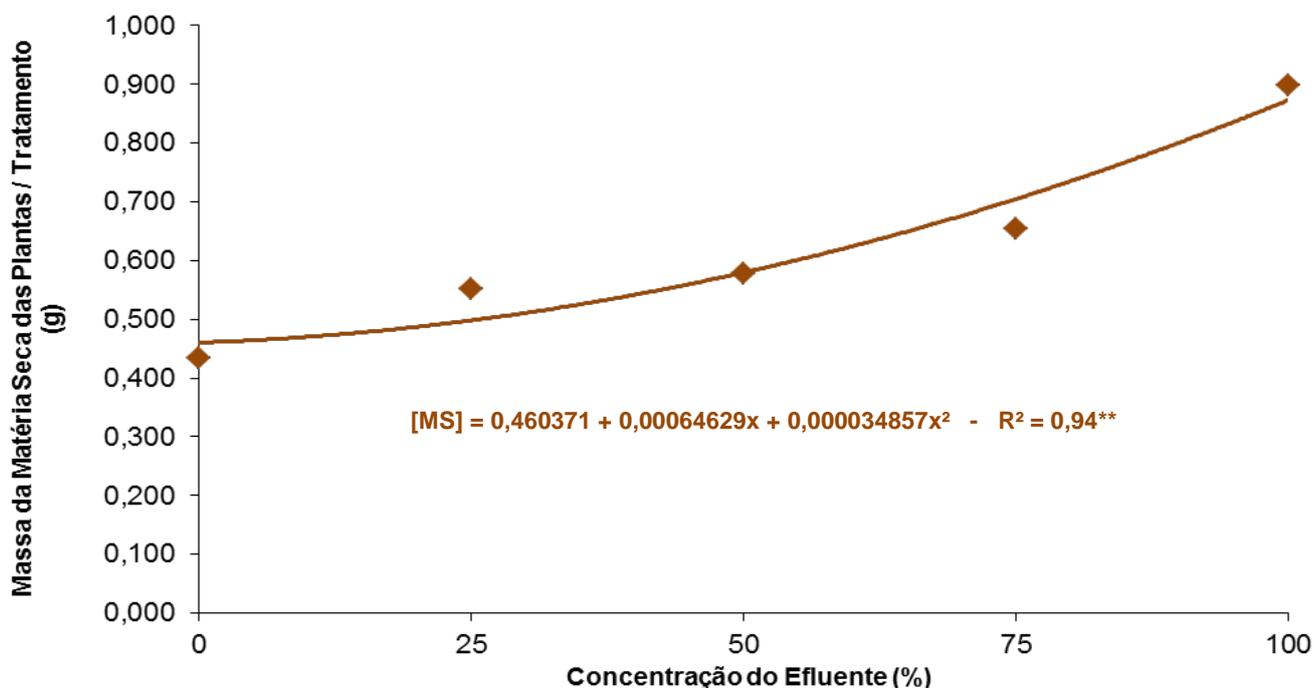
**Figura 58.** Teor de Cr total, em mg kg<sup>-1</sup>, no tecido de plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste linear significativo ao nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,05^{**}$ ).

Fonte: Unoeste, 2013.

#### 4.2.3 Análise do crescimento vegetal: produção de biomassa

Diante de todo o aspecto nutricional abordado, o ajuste polinomial apresentado na figura 59 mostra que as plantas de aguapé responderam

satisfatoriamente à aplicação dos tratamentos, ou seja, houve aumento na produção da massa da matéria seca em função do aumento da concentração do efluente.



**Figura 59.** Massa de matéria seca das plantas de aguapé, nos tratamentos com efluente da ETE/distrito de Montalvão/SP, em concentrações de 0 a 100%. Ajuste quadrático significativo a nível de 1% de probabilidade ( $p < 0,01$  \*\*).

Fonte: Unoeste, 2013.

O aguapé é uma planta com elevada capacidade produtiva de biomassa, chegando a produzir 22,17 g m<sup>-2</sup> de matéria seca, em estudos conduzidos no Brasil nos meses mais quentes do ano (GRECO, 1996). Na Índia, em ambiente poluído sua produção de biomassa num período de 10 meses foi de 40 kg ha<sup>-1</sup> contra apenas 17 kg ha<sup>-1</sup> em área não poluída (SRIWASTAVA et al., 1994). Isto significa que os nutrientes absorvidos são convertidos em conteúdo exportável proporcionalmente à biomassa produzida.

No entanto os resultados desse trabalho estão dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução Conama seguindo indicação da Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes

nos corpos d'água, sendo que o pH deve estar entre 5 e 9 sendo o resultado do trabalho entre 6,8 e 8,1. Para os metais pesados os limites são de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  para Pb e  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$  para Cr no trabalho obteve-se os valores de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$  e  $0,3 \text{ mg L}^{-1}$  respectivamente. O nitrogênio de  $20,0 \text{ mg L}^{-1}$  chegou  $2,90 \text{ mg L}^{-1}$  na ultima época, a DBO que na resolução é tolerável até  $120 \text{ mg L}^{-1}$  chegou a  $18 \text{ mg L}^{-1}$  terceira época de coleta. Mas deve-se ressaltar que a Resolução Conama é expresso os valores em teor total e a metodologia desse trabalho foi para teores disponíveis.

## 5 CONCLUSÃO

Os dados obtidos permitiram concluir que:

- Houve condição de desenvolvimento dos aguapés na presença de efluente concentrado de ETE;

- Alguns parâmetros químicos e físico-químicos do efluente foram alterados em função da presença do aguapé;

- As condições do efluente, nas respectivas diluições, influenciaram na composição química do mesmo e no crescimento do aguapé;

- O aguapé tem potencial para ser utilizado como agente filtrante em efluentes de ETE, dependendo das características químicas apresentadas pelo efluente.

## REFERÊNCIAS

- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa: SBCS, 2000. p.299-352.
- ALCARDE, J. C. **Manual de análise de fertilizantes**. Piracicaba: FEALQ, 2009. 259 p.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- BALLEM, A. et al. Eficiência do sistema lagoa de aguapés na remoção complementar de DQO e N de dejetos líquidos de suínos pré-tratados em reator aeróbico de biogrânulos. In: XXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. **Anais...** Gramado, ago. 2007.
- BARENDREGT, A.; BIO, A.M.F. Relevant variables to predict macrophytes communities in running waters. **Ecological Modelling**, n.160, p.205-217, 2003.
- BARCO, J. W.; SMART, R. M. Effects of organic matter additions to sediment on the growth on aquatic plants. **Journal of Ecology**, Oxford, n.71, p.161-175, 1983.
- BIANCHINI JR., I.; PACOBAHYBA, L. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. 2002. Aerobic and Anaerobic decomposition of *Montrichardia arborescens* (L.) Schott. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.14, n.3, p.27-34, 2002.
- BIUDES, J. F. V. **Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura**. 2007. 103f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro Aquicultura, Jaboticabal.
- BOYD, C.E. et al. Indicators of resource use efficiency and environmental performance in fish and crustacean aquaculture. **Reviews in Fisheries Science**, n.15, p.327-360, 2007.
- BRAGA, B. et al. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305p.
- BRASIL. **Resolução CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente nº. 357 de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2005. 23 p.
- BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial – um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2003. 255p.
- CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S. M.; Bini, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: EdUEM, 2003. cap. 3, p.59–83.

**COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL.** 2007.

Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp#topo>>. Acesso em: 03 jun. 2013.

CHINDHADE, V. K. et al. Estimation of bioaccumulation of lead in the aquatic plants using 14 mev neutron activation analysis. **Rodiochem. Radional Lett.**, v.3, p.192-194, 1980.

DENÍCULI, W. et al. Uso de aguapés na redução de sólidos totais de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.8, n.1, p.38-51, 2000.

DINARDI, A. L. et al. Fitorremediação. In: DORUM DE CIÊNCIAS CONTÁBEIS, 3. **Anais...** 2003. 17p.

DUARTE, A. et al. **Ecotoxicologia e remoção de poluentes** - estudos na Península Ibérica. Lisboa: Stória Editores, 2002. 252 p.

EATON, A. D. et al. (eds.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**: Centennial Edition. 21. ed. Washington: American Public Health Association, 2005. 1600p.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas**: princípios e perspectivas. Londrina: Editora Planta, 2006. 403p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciências / FINEP, 1998. 574p.

ESTEVES, F. A.; CAMARGO, A. F. M. Sobre o papel das macrófitas aquáticas na estocagem e ciclagem de nutrientes. **Acta Limnológica Brasiliensia**, n.1, p.273-298, 1986.

FARAHBAKSHAZAD, N.; MORRISON, G. M.; SALATI, E. F. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **Ambio**, n.29, p.74-77, 2000.

FETT, J. P. **Absorção e acúmulo de cádmio por aguapés (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms)**. 1991. 53p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG.

FLOWERS, T. J.; COLMER, T. D. Salinity tolerance in halophytes. **New Phytologist**, n.179, p.945-963, 2008.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Manual de saneamento**. 4. ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 407p.

GALVÃO JUNIOR, A. C. Desafios para a universalização dos serviços de água e esgoto no Brasil. **Revista Panamericana de Salud Pública**, Washington, v.25, n.6, p.548–56, 2009.

GOPAL, B. Aquatic weeds problems and management in Asia. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.) **Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic**. 1990.

GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. 39p. (Série Tecnologia Ambiental, v.5)

GRECO, M. K. B. Determinação da produção de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. na represa da Pampulha BH/MG, através do método tradicional e demográfico. 1996. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte- MG. Disponível em: <http://www.icb.ufmg.br/~ecmvs/teses/mkarla/htm>. Acesso em: 03 jun. 2013.

GREENWAY, M. The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Austrália. **Ecological Engineering**, v.25, p.501-509, 2005.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola: Tratamento de Esgotos**, (ed. esp.), mai. 2001.

HENARES, M. N. P. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de fluentes de carcinicultura. 2008. 81f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, Jaboticabal - SP.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**, v.32,n.3, p.445-452, 2005.

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

HENRY-SILVA, G. G. **Utilização das macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento de biomassa vegetal**. 2001. 78p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal - SP.

HENRY-SILVA, G. G. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo**. 2005. 132p. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal – SP.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.37, n.2, p.181-188, 2008.

HERMES, L. C.; SILVA, A. S. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Brasília. DF: Embrapa informação tecnológica, 2004. 55 p.

HOLM, L. G. et al. **The world's worst weeds**. Malabar: Krieger Publishing Company, 1991. 609 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. Boca Raton: CRC Press, 1985.

KAWAI, H.; GRIECO, V. M. Utilização do aguapé para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapé e abordagem de alguns problemas operacionais. **Revista DAE**, São Paulo, n.135, p.79-90, 1983.

KISSMANN, K.; ROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. 2. ed. São Paulo: BASF Brasileira, 1997. t.1. 824 p.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v.16, p.545-560, 2001.

LEITÃO JÚNIOR, A. M. et al. Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v.8, n.23 (ed esp), p.8-19, 2007.

LI, X.; WU, Z.; HE, G. Effects of low temperature and physiological age on superoxide dismutase in water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Solms). **Aquatic Botany**, Amsterdam, v.50, p.193-200, 1995.

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

LIN, Y.F. et al. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v.134, p.411-421, 2005.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. 608 p.

LUCIANO, S. C. **As macrófitas *Eichhornia azurea* (Kunth) e *Brachiaria arrecta* (Stent) como armazenadores de nitrogênio e fósforo na região inundável do rio Taquari (Zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, São Paulo)**. 1996. 160p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos – SP.

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

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional de plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: Potafós, 1997. 304p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 1. ed. San Diego: Academic Press, 1986. 674 p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. Ed. London: Academic, 1995.

MARTINS, A. P. L. **Capacidade do *Polygonum hydropiperoides* e *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Iraí**. Curitiba, 2008.

MARTINS, A. P. L. et al. Capacidade da *Typha domingensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí - Paraná. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.11, n.3, p.324-330, 2007.

MASTERS, D. G.; BENES, S. E.; NORMAN, H. C. Biosaline agriculture for forage and livestock production. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n.119, p.234–248, 2007.

MEDEIROS. et al. Estudo da biomassa de aguapés, para produção de seu concentrado protéico. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v.19, n.2, p.226-230,1999.

MEDEIROS, J. C. et al. Relação cálcio:magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo Humico Aplico. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v 29, n.04, p.799-806, 2008.

MEDEIROS, S. S. et al. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, n.4, p.603-612, 2005.

MELO, W.J.; MARQUES, M.O. Potencial do lodo de esgoto como fonte de nutrientes para as plantas. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A., eds. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000.

MESS, J. B. R. et al. **Estabilização da biomassa de aguapé através da compostagem com águas residuárias de suínos e resíduos de frigorífico**. Londrina, 2009.

MESS, J. B. **Uso de Aguapé (*Eichhornia crassipes*) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua**. Cascavel, 2006.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineer – treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw Hill, 1991.

MORAES, A. J.; RODRIGUES, J. B. **Remoção de fósforo com uso de macrófitas em lagoa facultativa de frigorífico**. 2002. 52f. Monografia (Graduação em

Tecnologia Ambiental) - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Medianeira – Pr.

MOREIRA, J.; VASCONCELOS, V.; PARDAL, S. Proposal for the use of aquatic macrophytes to reduce eutrophication in park lakes (Porto-Portugal). Actas do 3º Encontro Nacional de Ecologia, Faro, Portugal, 3-5 de Dezembro de 1998. **Revista de Biologia**, v.17, p.217-227, 1999.

MUKHERJEE, S.; MONDAL, G. C. Removal of lead by water hyacinth. **Indian Journal of Chemistry Technology**, v.2, n.2, p.59-62, 1995.

MUNNS, R.; TESTER, M. Mechanisms of salinity tolerance. **Annual Review of Plant Biology**, n.59, p.651–81, 2008.

MURPHY, K. J. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of northern Europe. **Aquatic Botany**, 73, 287-324, 2002.

NASCIMENTO, C. A.; NAIME, R. Panorama do uso, distribuição e contaminação das águas superficiais no Arroio Pampa na bacia do Rio dos Sinos. **Revista Estudos Tecnológicos em Engenharia**, São Leopoldo, v.05, n.01, p.101-120, jan./abr. 2009.

NEIFF, J.J.; POI DE NEIFF, A. S. G. Connectivity processes as a basis for the management of aquatic plants. In: THOMAZ, S.; BINI, L. M., (eds). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: Eduem, 2003. p.39-58.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1988. 434p.

OLIVEIRA, P. A. V., (coord.). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Florianópolis: EMBRAPA – CNPSA, 1993. 188 p. (Documentos; 27)

PAGIORO, T. A.; THOMAZ, S. M. Influence of the decomposition of *Eichhornia azurea* on selected abiotic limnological variables of different environments of the floodplain of the high Paraná river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.11, n.2, 157-171, 1999.

PALOMBO, C. P. **Determinação do padrão fenológico de *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms (aguapé) e *Pistia stratiotes* L. (Alface d'água)**. 1997. 213p. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

PASTORE, P. M.; TUR, N. M.; MARRONE, M. T. Biomassa y productividad primaria de macrófitos no emergentes de una laguna y su afluente (Provincia de Buenos Aires, Argentina). **Revista Brasileira Biologia**, Rio de Janeiro, v.55, n.2, p.267-281, 1995.

PERAZZA, M. C. et al. O Aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. **Revista DAE**, São Paulo, n.125, p.18-24, 1985.

PEREIRA, A. M. M. **Influência da velocidade de corrente no tratamento de efluentes de carcinicultura com a macrófita aquática *Pistia stratiotes***. 2004. 45p. Dissertação (Mestrado).

PESCOD, M. B. **Wastewater treatment and use in agriculture**. Rome: FAO, 1992. 125 p. (FAO Irrigation and Drainage Paper , n.47)

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Uptake rates of nitrogen and phosphorous in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.2, p.229-236, 2000.

PHILIPPI JUNIOR, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004.

PIRES, F. R. et al. Fitorremediação de solos contaminados com tebutiuron utilizando-se espécies cultivadas para adubação verde. **Planta Daninha**, v.23, n.4 , p.711-717, 2005.

PISTORI, R. E. T. **Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em viveiros de aquicultura com distintos estados tróficos**. 2005. 32p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal - SP.

POMPÊO, M. L. M. **Hidropônica e as macrófitas aquáticas**. 2005. Disponível em: <<http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidroponia.htm>>. Acesso em: 25 abr. 2012.

PRADO, R. M. et al. **Fertilidade do solo e adubação**. São Paulo, Piracicaba: Agronômica Ceres/POTAFÓS, 1991. 343 p.

RAIJ, B. VAN. et al. **Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1996. 285p.

RISSATO, S. R. et al. Determinação de pesticidas e organoclorados em água de manancial, água potável e solo na região de Bauru (SP). **Química Nova**, v.27, n.05, p.739-743, 2004.

RODRIGUES, N. S. **Aguapé, uma alternativa no tratamento de esgotos**. São Paulo: Pau-Brasil, 1985. v. 5.

ROMITELLI, M. S. Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. **Revista DAE**, v.133, p.66-68, 1983.

ROQUETE PINTO, C. L. et al. Utilização de planta aquática "*eichhornia crassipes*" (aguapé) para controle da poluição e aproveitamento industrial. Uma tecnologia alternativa. **Informativo INT**, Rio de Janeiro, v.18, n.37, p.26-32, set/dez. 1986.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Piracicaba: Instituto Terramax, 2009.

SALATI, E. et al. Use of the HSD system (Hydric Depuration with Soils) associated to other constructed wetlands techniques for public water supply. **Water Science Technology**, n.40, p.203-210, 1999.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN I. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Physiology Molecular Biology**, The Netherlands, v.49, p.643-668, 1998.

SESHAVATHARAM, V. Traditional uses and problem of noxious growth. In: GOPAL, B. (ed.). **Ecology and management of aquatic vegetation in the Indian subcontinent**. Dordrecht: Kluwer Academic, 1990. cap.9, p.201- 218. (Geobotany, 16).

SPECIALIST GROUP ON OF MACROPHYTES IN WATER POLLUTION. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. scientific and technical report n. 8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156p.

SRIVASTAVA, A. K. et al. Enhancing effect of pollution on dry matter, nitrogen and phosphorus accumulation in water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in river Ganga at Varanasi. **Indian Journal of Forestry**, v.17, n.4, p.279-283, 1994.

SUBBARAO, G. V. et al. How far can sodium substitute for potassium in red beet? **Journal of Planta Nutrition**, n.22, p.1745-1761, 1999.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v.18, p.647-658, 2002.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.

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

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. Maringá: UEM, 2003. 341p.

TILLEY, D. R. et al. Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v.26, p.81-109, 2002.

TOKI, K. et al. (Delphinidin 3-gentiobiosyl) (apigenin 7-glucosyl) malonate from the flowers of *Eichhornia crassipes*. **Phytochemistry**, n.36, 1994.

UNIVERSIDADE DO OESTE PAULISTA. **Dados estatísticos**. Presidente Prudente: UNOESTE, 2013.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS. **O que são macrófitas aquáticas**. 2010. Disponível em: <[http://www.ufscar.br/~probio/info\\_macrof.html](http://www.ufscar.br/~probio/info_macrof.html)>. Acesso em: 21 out. 2012.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, 2000. 166p.

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP. **Eclética Química**, São Paulo, v.22, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, v.1, 1996. 243p.

WETZEL, R. G. **Limnologia**. 2. ed. Lisboa: Saunders College Publishing, 1993. 919p.

WOLVERTON, B. C.; MCDONALD, R. C. Upgrading facultative wastewater lagoons with vascular aquatic plants. **Journal WPCF**, v.51, n.2, p.305-313, 1979.

WOLVERTON, B. C.; McDONALD, R. C. Upgrading facultative wastewater lagoons with vascular aquatic plants. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.51, p.305-313, 1971.