

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

THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO

**MATÉRIA SECA E ACÚMULO DE NUTRIENTES NO AGUAPÉ UTILIZADO
PARA FITORREMEDIAÇÃO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**



Ilha Solteira
2018

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO

**MATÉRIA SECA E ACÚMULO DE NUTRIENTES NO AGUAPÉ UTILIZADO
PARA FITORREMEDIAÇÃO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Agronomia.
Especialidade: Sistemas de Produção.

Prof. Dr. Marcelo Carvalho Minhoto Teixeira Filho
Orientador

Ilha Solteira
2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

S771m Spósito, Thadeu Henrique Novais.
Matéria seca e acúmulo de nutrientes no aguapé utilizado para
fitorremediação em águas residuárias de suinocultura / Thadeu Henrique
Novais Spósito. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2018
76 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia
de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Sistemas de Produção, 2018

Orientador: Marcelo Carvalho Minhoto Teixeira Filho
Inclui bibliografia

1. *Eichhornia crassipes*. 2. Efluente. 3. Plantas aquáticas.


Raiane da Silva Santos

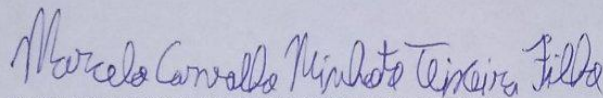
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: MATÉRIA SECA E ACÚMULO DE NUTRIENTES DO AGUAPÉ UTILIZADO PARA FITORREMEDIAÇÃO EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA

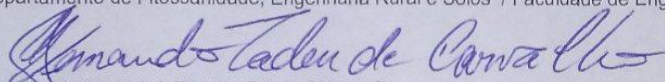
AUTOR: THADEU HENRIQUE NOVAIS SPÓSITO

ORIENTADOR: MARCELO CARVALHO MINHOTO TEIXEIRA FILHO

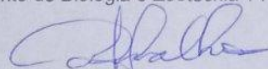
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AGRONOMIA, especialidade: Sistemas de Produção pela Comissão Examinadora:



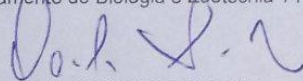
Prof. Dr. MARCELO CARVALHO MINHOTO TEIXEIRA FILHO
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira



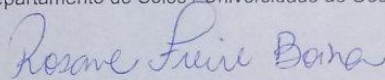
Prof. Dr. FERNANDO TADEU DE CARVALHO
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira



Prof. Dr. SERGIO LUIS DE CARVALHO
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira



Prof. Dr. CARLOS SERGIO TIRITAN
Departamento de Solos / Universidade do Oeste Paulista



Profa. Dra. ROSANE FREIRE BOINA
Departamento de Química e Bioquímica / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente

Ilha Solteira, 13 de setembro de 2018

DEDICATÓRIA

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

Em especial ao meu filho Benicio Silva Spósito.

Minha esposa Viviane Aparecida da Silva Spósito.

Aos meus pais Valdir Labigalini Spósito e Edimarcia Regina de Novais Spósito.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por tudo que me proporcionou até aqui.

À minha esposa, Viviane Aparecida da Silva Spósito, pelo apoio nas minhas decisões, incentivo, colaboração nos momentos difíceis e de cansaço dando força e ânimo. Ao meu filho Benicio Silva Spósito que se tornou a razão da minha vida.

Aos meus pais Valdir e Edimarcia e ao meu querido irmão Victor Hugo, os quais amo muito, pelo carinho, paciência e incentivo, pois sem vocês nada disso seria possível.

Dedico também ao Prof. Dr. Marcelo Carvalho Minhoto Teixeira Filho, como forma de agradecimento pelo aceite da minha orientação, por toda a dedicação e conhecimento transmitido, além do seu carisma e empenho em entender e se inteirar da minha tese em tão pouco tempo, e companheirismo nesse curto tempo de convivência. E também pela abertura do laboratório de tecidos vegetais para processamento e análises dos materiais.

Dedico também ao Prof. Fernando Tadeu de Carvalho por esses três anos e meio de convívio, ensinamento, que aceitou a minha orientação no ingresso do programa.

Aos amigos Prof. Dr. Carlos Henrique dos Santos e Dr. Carlos Sérgio Tiritan, por acreditarem em mim e por me mostrarem o caminho e gosto pela ciência.

Ao Técnico de Laboratório Marcelo Rinaldi da Silva pela pronta disponibilidade no processamento laboratorial e análises das amostras de tecido vegetal.

A Prof. Dra. Rosane Freire Boina pela disponibilidade e auxílio, além da abertura do LAARR da FCT/UNESP para o processamento e análise das ARS e disponibilidade em participar da banca de defesa.

A aluna de graduação de engenharia ambiental Bianca Ramos pela disponibilidade, paciência e apoio com processamento e análises laboratoriais das amostras de ARS.

Aos amigos Dr. Lucas Aparecido Manzani Lisboa pela parceira e companhia durante as viagens e durante as disciplinas do programa e ao Dr. Juliano Costa Silva pela parceira, troca de experiências e hospedagem em Ilha Solteira durante as disciplinas do programa. Ao amigo Msc. Murilo Augusto Sgobi por me apresentar os amigos Arielton Marques, Hugo

Montanari, Marcelo Hiromoto, Felipe Vasconcelos, Lucas Nakata e por me acolherem e receberem na república.

A todos os meus alunos, em especial aos alunos Matheus Junker, Alysson Brito e Heloisa Junqueira que auxiliaram nessa pesquisa e levaram os dados preliminares desse trabalho ao FETEPS 2014 para apresentação.

Aos todos os meus companheiros de trabalho, em especial ao Prof. Pierro Eduardo Perego por todo suporte e ajuda no experimento. Ao funcionário Haroldo Santos por todo apoio e suporte com máquinas e implementos utilizados. E ao corpo técnico da diretoria de serviços Medley Garcia e Aline Seribelli pelo empenho e suporte nas documentações e pedidos de afastamento. Ao auxiliar docente Ezequiel Gomes por todo suporte e apoio nas minhas ausências e com as minhas aulas. Ao Prof. Msc. Luís Eduardo Vieira Pinto pela parceria e auxílio na estatística do trabalho.

A equipe gestora da ETEC Prof. Dr. Antônio Eufrásio de Toledo, em especial aos diretores e amigos Claudemir Monteiro Lima e Edson Trevisan por todo apoio e incentivo para a realização dessa etapa.

Ao Centro Paula Souza pela oportunidade através dessa parceria com a UNESP.

A todos que de alguma forma contribuíram com este trabalho, meus sinceros agradecimentos. Em especial aos que acompanharam mais de perto todo esse processo. Ao grande amigo e incentivador desse sonho Tom Zambrini pelo apoio e incentivo desde o início.

Ao grande amigo gestor ambiental José Carlos Cabeço pela troca de experiência e informações nos últimos meses.

“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

As águas residuárias de suinocultura (ARS) são consideradas um grande problema de cunho ambiental. Porém o aguapé (*Eichhornia crassipes*) parece ter uma capacidade de adaptação em meios com alta concentração da ARS, o que pode ser interessante para diminuir os nutrientes e as cargas orgânicas das ARS, cujo destino são mananciais ou até mesmo lagoas conhecidas como sumidouros, causando problemas ambientais, como a eutrofização. Neste sentido, objetivou-se analisar o polimento de água residuária de suinocultura em diferentes concentrações, por meio do cultivo de aguapé, determinou-se a concentração de elementos químicos presentes na ARS, assim como o acúmulo destes elementos na matéria seca e produção desta macrófita. O experimento foi conduzido na área experimental da ETEC (Colégio Agrícola) de Presidente Prudente - SP. Utilizou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado, com parcelas subdivididas e cinco repetições. As parcelas constituíram de três tratamentos (água potável “Testemunha”, diluição de 50% ARS e 100% ARS) e subparcelas com cinco períodos de coleta da ARS para análise química [0 (caracterização), 7, 14, 21 e 28 dias], sendo a coleta das plantas de aguapé realizada aos 28 dias, junto a última coleta da ARS. O cultivo de aguapé em 100% de ARS proporcionou maior absorção de nutrientes, desenvolvimento e acúmulo de matéria seca desta macrófita aquática, reduzindo gradativamente conforme vai diminuindo a concentração da ARS. Recomenda-se o cultivo do aguapé em ARS com maior concentração de nutrientes, mesmo que se tenha maior concentração de Al e Na, e menor disponibilidade de O₂. Ou seja, o aguapé se beneficia nutricionalmente ao fazer o polimento da ARS, e assim se manejado corretamente, pode trazer benefícios aos mananciais eutrofizados.

Palavras-chave: *Eichhornia crassipes*. Efluente. Plantas aquáticas.

ABSTRACT

Swine wastewater (SWW) is considered to be a major environmental problem, but water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) seems to have a capacity for adaptation in environments with high concentration of the same, which may be interesting to reduce nutrients and loads organic matter of this material, the destination of which are fountains or even ponds known as sinks, causing environmental problems such as eutrophication. In this sense, the aim of this study was to analyze the polishing SWW in different concentrations, by the *E. crassipes* crop, was determined the concentration of chemical elements present in the SWW, as well as the accumulation of these elements in the dry matter and production of this macrophyte. The experiment was conducted in the experimental area of the ETEC (Agricultural College) of Presidente Prudente - SP, Brazil. We used the fully randomized experimental design with split plots and five replications. The plots consisted of three treatments ("Witness" drinking water, 50% of SWW and 100% of SWW dilution) and the five-period ARS collection periods for chemical analysis [0 (characterization), 7, 14, 21 and 28 days]. The collection of the *E. crassipes* plants was carried out at 28 days along with the last SWW collection. The *E. crassipes* cropped in 100% SWW provided greater nutrient uptake, plant development and dry matter accumulation of this aquatic macrophyte, reducing gradually as the SWW concentration decreases. It is recommended the *E. crassipes* crop in SWW with higher concentration of nutrients, even if there is a higher concentration of Al and Na, and less O₂ availability. That is to say, the *E. crassipes* benefits nutritionally when polishing the SWW, and thus if handled correctly, can bring benefits to the eutrophic fountains.

Keywords: *Eichhornia crassipes*. Effluent. Aquatic plants.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	- As principais preocupações em relação ao Meio Ambiente devido ao manejo inadequado dos dejetos de suínos.....	18
Figura 2	- Planta de aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i>) coletado no manancial do Rio Santo Anastácio, planta flutuante, raízes longas, brotação por estolões laterais.....	27
Figura 3	- Vista geral do local do experimento, suinocultura e lagoa com ARS.....	29
Figura 4	- Tanque reboque utilizado para transporte de água e ARSS e captação da ARS na lagoa através do tanque.....	31
Figura 5	- Caixas de PVC utilizadas como repetições e lavagem das caixas para utilização no experimento.....	31
Figura 6	- Despejo de água potável e despejo de ARS para diluição e composição dos tratamentos.....	32
Figura 7	- Croqui com a disposição dos tratamentos e delineamento experimental.....	33
Figura 8	- Caixas comparativas para evapotranspiração com plantas e caixas comparativas para evapotranspiração sem plantas.....	33
Figura 9	- Manancial do Rio Santo Anastácio ponto de coleta das plantas aquáticas (aguapé) utilizadas no experimento.....	34
Figura 10	- Exemplares de plantas aquáticas (aguapé) colocados nos tratamentos de maneira uniforme utilizadas no experimento.....	35
Figura 11	- Coleta de ARS com auxílio de concha e balde para homogeneização e acondicionamento das amostras em embalagens descartáveis de $0,3 \text{ L}^{-1}$	36
Figura 12	- Laboratório de Águas, Águas Residuais e Reuso (LAARR) da UNESP/FCT de Presidente Prudente para a determinação dos teores disponíveis na ARS.....	37
Figura 13	- Plantas de aguapé colocadas em estufas com circulação forçada de ar, à 60° C para obtenção de matéria seca.....	38
Figura 14	- Teor de NH_4^+ disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	39
Figura 15	- Teores de NO_3^- (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	40
Figura 16	- Teores de NO_3^- (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	41
Figura 17	- Teor de K disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	43
Figura 18	- Teor de Na disponível, em g L^{-1} nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	43
Figura 19	- Teor de Ca disponível, em mg L^{-1} nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	44

Figura 20	- Teor de Mg disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	45
Figura 21	- Teor de Pb disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	47
Figura 22	- Teores de Al e Ni disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	48
Figura 23	- Teores de Cr e Cu disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	49
Figura 24	- Teores de Mn disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	49
Figura 25	- Teores de Fe disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	50
Figura 26	- Teores de Zn disponível, em mg L ⁻¹ nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	51
Figura 27	- pH nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	52
Figura 28	- Condutividade elétrica (CE) (µs cm ⁻¹) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	53
Figura 29	- Oxigênio dissolvido (OD) (mg L ⁻¹) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.....	54
Figura 30	- Turbidez (NTU) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) e em cinco épocas de coleta.....	55
Figura 31	- Acúmulo de N total (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	56
Figura 32	- Acúmulo de P (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	57
Figura 33	- Acúmulo de K (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	59
Figura 34	- Acúmulo de Na (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	60
Figura 35	- Acúmulos de Ca e Mg (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	61
Figura 36	- Acúmulo de Mg (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	62
Figura 37	- Acúmulos de B e Cu (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS	63

	(0, 50 e 100%).....	
Figura 38	- Acúmulos de Fe, Mn, Zn e Ni (mg por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	64
Figura 39	- Acúmulo de Mg (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	65
Figura 40	- Acúmulo matéria seca (g por 15 plantas) do aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	- Produção média de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos.....	19
Tabela 2	- Resultados médios das análises químicas de amostras de ARS e da água anterior à instalação do experimento.....	30

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

μS	Microsiemens
ARS	Água Residuária de Suinocultura
Ca	Cálcio
CE	Condutividade Elétrica
cm	Centímetros
Cr	Cromo
Cu	Cobre
dS m^{-1}	Decisiemens por metro
ETEC	Escola Técnica Estadual
Fe	Ferro
g	Gramas
K	Potássio
L	Litros
LAARR	Laboratório de Águas, Águas Residuais e Reuso
Mg	Magnésio
mg	Miligramas
Mn	Manganês
Na	Sódio
N-NH_4^+	Amônio
N-NO_2^-	Nitrito
N-NO_3^-	Nitrato
NTU	Unidade de Turbidez Formazina
O_2	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
P	Fósforo
Pb	Chumbo
pH	Potencial Hidrogênio
S	Enxofre
SP	São Paulo
UNESP	Universidade Estadual Paulista
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	16
2.1	A SUINOCULTURA NO BRASIL.....	16
2.2	IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELA ATIVIDADE DE SUINOCULTURA NO BRASIL.....	16
2.3	TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA.....	18
2.3.1	Caracterização geral do esgoto.....	20
2.3.2	Importância do tratamento de esgoto.....	21
2.4	FITORREMEDIÇÃO.....	21
2.4.1	Tratamento de esgoto com macrófitas aquáticas.....	23
2.5	A PLANTA AQUÁTICA AGUAPÉ (<i>Eichornia crassipes</i>).....	24
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	29
3.1	DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTO.....	29
3.2	CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS E DELINEAMENTO ESTATÍSTICO.....	30
3.3	PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO.....	35
3.3.1	Análise físico-química da água residuária de suinocultura.....	35
3.3.2	Análise química de tecido vegetal.....	37
3.3.3	Análise estatística dos dados.....	38
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1	ANÁLISE QUÍMICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA.....	39
4.1.1	Macronutrientes e sódio (Na).....	39
4.1.2	Elemento tóxico e metais pesados.....	46
4.1.3	Análises físico-químicas.....	51
4.2	ANÁLISE QUÍMICA DO TECIDO VEGETAL.....	56
4.2.1	Macronutrientes e sódio (Na)	56
5	CONCLUSÕES.....	68
	REFERÊNCIAS.....	69

1 INTRODUÇÃO

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).

A atividade suinícola do país passou por profundas alterações tecnológicas nas últimas décadas, principalmente com o objetivo de aumentar a produtividade e redução dos custos de produção. Por se tratar de uma atividade que concentra dejetos em pequenas áreas, gerando grandes volumes de águas residuárias, que apresentam grande potencial poluidor para o solo, o ar e a água, já que se trata de efluente rico em sólidos em suspensão e, dissolvidos, matéria orgânica, nutrientes (como por exemplo, o nitrogênio e fósforo), agentes patogênicos, metais pesados, além de sais diversos, o que tem gerado problemas de manejo, armazenamento, distribuição e tratamento, e conseqüentemente, aumentando os custos operacionais da atividade (RODRIGUES *et al.*, 2010).

Normalmente, entre os principais componentes dos dejetos de suínos, além do nitrogênio, consta o fósforo e alguns micronutrientes, como o zinco e o cobre. No caso dos suínos e das aves, é estimado que somente 35 a 45% do nitrogênio proteico consumido seja transformado em produto animal, ou seja, a grande maioria destes nutrientes é destinada ao resíduo excretado por estes animais, e para os micronutrientes como o zinco e o cobre apenas 5% seja aproveitado pelos animais (QUADRO *et al.*, 2011).

Novas alternativas, como o tratamento desses efluentes na fonte geradora, têm sido mais eficientes no controle dos impactos ambientais, possibilitando o reaproveitamento das águas residuárias e a reciclagem dos nutrientes (KUNZ *et al.*, 2005). A fitorremediação com macrófitas é uma alternativa interessante para a recuperação de ambientes contaminados com efluentes. Essas plantas apresentam alta capacidade de absorção de contaminantes e têm uma rápida multiplicação, favorecendo a fitorremediação de mananciais (PEREIRA, 2010).

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. Esse sistema é

denominado de fitorremediação, possui vantagens por ser uma tecnologia barata em relação a outros métodos de remediação de solos e, por isso pode ser aplicada em grandes áreas, ser aplicável a um grande número de despoluentes orgânicos e inorgânicos, ser ecologicamente e socialmente satisfatória além de se realizar os procedimentos *in situ* em conjunto com tecnologias tradicionais (DINARDI *et al.*, 2003).

O aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms-Laubach), é considerada uma planta despoluidora, pois devido ao seu sistema radicular que funciona como um filtro mecânico, que acaba por absorver o material particulado (orgânico e mineral) presente nos corpos d'água, criando assim um ambiente rico em atividades microbiológicas, com fungos e bactérias. Esta capacidade de planta despoluidora deve-se basicamente por três mecanismos: a) a ação filtrante das raízes; b) absorção ativa de poluentes, como os metais pesados, compostos organoclorados, organofosforados e fenóis; c) oxigenação do corpo hídrico por meio de sua parte aérea. Reduz ainda a taxa de coliformes, turbidez e a demanda bioquímica do oxigênio (DBO) (TAVARES, 2009; POMPÊO, 1996).

Baseado nas informações descritas e em estudos conduzidos anteriormente, verificou-se a necessidade de se desenvolver uma pesquisa para a obtenção de mais informações e para embasar melhor algumas propriedades sobre a eficiência da fitorremediação de efluente de origem suína pelo aguapé (*Eichhornia crassipes*), visto que geralmente não há nenhum tratamento antes do seu descarte nos corpos hídricos ou para sua aplicabilidade em culturas por meio da fertirrigação. Neste sentido, objetivou-se analisar o polimento de água residuária de suinocultura (ARS) em diferentes concentrações, por meio do cultivo de aguapé e determinar-se a concentração de elementos químicos presentes na ARS, assim como o acúmulo destes elementos na matéria seca e produção desta macrófita.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 A SUINOCULTURA NO BRASIL

Em participação na produção das quatro principais carnes, a suína está em terceiro lugar no Brasil, na frente dos pescados, mas atrás das carnes de frango e bovina. A produção brasileira de carne suína cresceu, no período de 2005 a 2015, 3,2% a.a. (USDA, 2016).

Segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal - ABPA (2014), a suinocultura está contribuindo para o crescimento econômico do país significativamente, além disso o Brasil fica em quesito de produção entre os 10 maiores produtores de suínos do mundo.

O Brasil tem exportado, nos últimos anos, aproximadamente 15% de sua produção, dos quais cerca de 80%, em volume, em cortes resfriados ou congelados para os cinco continentes e mais de setenta países, sendo Rússia (45%) e Hong Kong (23%), os principais destinos em 2015 (ABPA, 2016).

A criação intensiva de suínos tem causado grandes problemas ambientais em algumas regiões do Brasil. Isto se deve a alta concentração de matéria orgânica e nutrientes nos dejetos de suínos que, quando não são corretamente manejados e tratados, podem causar grande impacto sobre a biota do solo e água. A produção e disposição destes dejetos em áreas onde não se tem uma demanda suficiente por nutrientes têm causado a lixiviação e percolação de dejetos, apresentando em determinadas regiões altos índices de contaminação de nossos recursos hídricos (SUINO, 2006).

2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS CAUSADOS PELA ATIVIDADE DE SUINOCULTURA NO BRASIL

Impacto ambiental define-se como sendo:

qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; a qualidade dos recursos ambientais (BRASIL, 1986, p. 67).

Dentre as atividades agropecuárias, a suinocultura se destaca na produção de resíduos. Os dejetos produzidos geralmente são utilizados como fertilizante em áreas agrícolas ou sobre pastagens, sendo estas algumas das principais alternativas para seu descarte. No Brasil,

principalmente nos estados de Santa Catarina (SC) e Rio Grande do Sul (RS), a utilização de dejetos de suínos é feita quase que exclusivamente pela sua acumulação em esterqueira e posterior disposição no solo, utilizando-o como adubo orgânico em áreas de lavoura. Entretanto, por mais privilegiado que seja seu potencial de uso como fertilizante, são considerados resíduos, que, ao serem dispostos na natureza, tornam-se potenciais poluentes. Isso porque os dejetos de suínos possuem na sua constituição altas concentrações de metais pesados como o Cu e o Zn (MATTIAS *et al.*, 2010). No Brasil, a forma mais usual de manejo de dejetos é o armazenamento em esterqueiras ou em lagoas e posterior aplicação no solo (KUNZ *et al.*, 2004).

Como alternativa tecnológica, as lagoas de tratamento de dejetos de suínos são, via de regra, um sistema primário de separação da fase sólido líquido, que é fundamental para diminuir o assoreamento do sistema e aumentar sua vida útil. A separação de fases é seguida por quatro lagoas em série: primeiro, duas anaeróbias, depois uma facultativa e, por último, uma lagoa de aguapés (PERDOMO *et al.* 2003).

A remoção da carga orgânica do sistema de lagoas atinge valores de até 99%. No entanto, alguns parâmetros, como os nutrientes N e P, ainda permanecem acima dos índices exigidos pela legislação ambiental aplicável (BRASIL, 1986), para o descarte em corpos d'água (BELLI FILHO *et al.*, 2001).

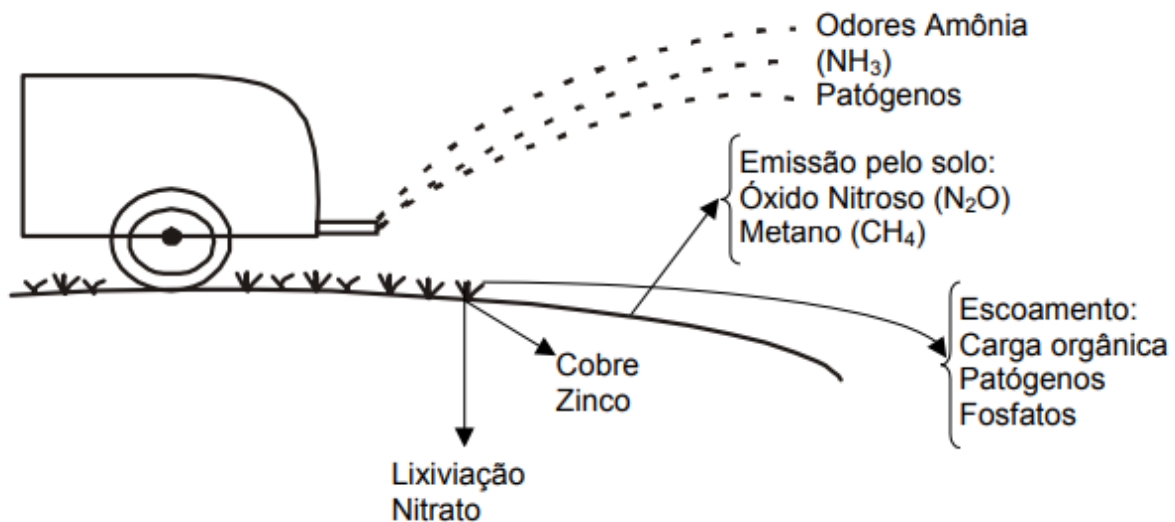
Além dos macronutrientes, os dejetos de suínos, devido a suplementação mineral oferecida aos animais, contêm metais como o Zn, Mn, Cu e Fe que, em doses altas, também, podem ser tóxicos às plantas. A indústria de ração costuma usar doses elevadas de Zn (3.000 ppm) e de Cu (250 ppm) na ração de leitões para a prevenção de diarreias e como estimulante do crescimento, respectivamente (PERDOMO *et al.*, 2001).

Outra alternativa tecnológica é a compostagem de dejetos líquidos, visando sua conversão numa matriz sólida para facilitar seu manejo e exportação de áreas com densidade de produção muito alta. A primeira dificuldade para a compostagem de dejetos de suínos diz respeito à necessidade de remoção da umidade do dejetos, tipicamente maior que 95%. Portanto, o manejo do processo deve ser distinto da compostagem convencional, devendo o processo evaporativo ser privilegiado de tal forma que se consiga incorporar um grande volume de dejetos ao substrato. Na utilização de maravalha e serragem para a compostagem de dejetos de suínos, têm sido alcançadas relações superiores a 1:8 (substrato/dejetos) na incorporação do dejetos de suíno a esses substratos (NUNES, 2003).

A poluição ambiental por dejetos é um problema que vem se agravando na suinocultura moderna. Diagnósticos recentes têm demonstrado alto nível de contaminação dos

rios e lençóis de água superficiais que abastecem tanto o meio rural como o urbano (SEGANFREDO, 2002).

Figura 1 - As principais preocupações em relação ao Meio Ambiente devido ao manejo inadequado dos dejetos de suínos. Presidente Prudente, SP, 2018.



Fonte: Oliveira e Nunes (2002)

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies, sendo de certa forma, um impedimento para a sustentabilidade. Utilizando-se o conceito de equivalente populacional um suíno, em média, equivale a 3,5 pessoas (LINDNER, 1999).

As áreas contaminadas podem gerar danos à saúde humana, restrição ao uso de solos, comprometimento da qualidade das águas e conseqüentemente danos ao meio ambiente (MENEGETTI, 2007).

2.3 TRATAMENTO E UTILIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA

Existem diversas alternativas de processos através dos quais se pode realizar o tratamento dos dejetos de suínos: físicos, físico-químicos e biológicos (VIVAN *et al.* 2010). A utilização de águas residuárias não é um conceito novo, sendo que há muito tem sido praticado em todo o mundo, ganhando, atualmente, importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de qualidade adequada (CAOVILLA *et al.*, 2010).

A descontaminação da água descartada pelas criações de animais é o fator de maior importância para a prevenção da poluição nos ecossistemas aquáticos do estado de Santa Catarina, por exemplo, visto que dados obtidos pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), indicam que 82% do sistema de abastecimento de água do Estado é feito a partir de mananciais superficiais. Segundo a Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (FATMA), 80% dos recursos hídricos de Santa Catarina estão comprometidos pelo lançamento de efluentes de esgotos urbanos, industriais, criação de animais e agricultura (OLIVEIRA *et al.*, 1993).

A água residuária de granjas suínícolas apresenta grande quantidade de sólidos, portanto, a utilização de filtros convencionais de areia torna-se inviável, devido a sua rápida decantação superficial e conseqüente impedimento do fluxo normal de água residuária (BRANDÃO *et al.*, 2000). Os dejetos dos suínos são constituídos principalmente por fezes, água de limpeza, ou higienização, lâminas d'água para refrigeração dos animais, assim como também água desperdiçada nos bebedouros, urina, pelos resíduos de ração e outros materiais usados na criação (KONZEN, 1993).

O uso de águas residuárias de suinocultura na agricultura é uma alternativa para controlar a poluição das águas superficiais e subterrâneas, também para a disponibilização de água e como fertilizantes para as culturas, fazendo a reciclagem de nutrientes e aumento na produção agrícola (PINTO *et al.*, 2012).

Existem variações na produção de dejetos quando levado em consideração o volume dos mesmos, mas essa variação ocorre de acordo com o manejo, pois existe diferenças na higienização e manejo do rebanho, de acordo com a quantidade de água utilizada. No exemplo a seguir (Tabela 1), consta um exemplo de uso médio de produção variando de acordo com a fase reprodutiva de cada animal.

Tabela 1 – Produção média de dejetos nas diferentes fases produtivas dos suínos. Presidente Prudente, SP, 2018

Categoria	Esterco (kg dia⁻¹)	Esterco + urina (kg dia⁻¹)	Dejetos líquidos (litros dia⁻¹)
Suínos de 25 a 100 kg	2,30	4,90	7,00
Porcas gestação	3,60	11,00	16,00
Cachaço	6,40	18,00	27,00
Leitões na creche	3,00	6,00	9,00
Porcas lactação + leitões	0,35	0,95	1,40
Média	2,35	5,80	8,60

Fonte: Oliveira *et al.* (1993)

A utilização de dejetos de suínos, como fonte primária de biofertilizantes, pode ser altamente benéfica para a produção de grãos e forragem. No entanto, tem sido dada grande ênfase apenas à capacidade de produção, não enfocando aspectos ambientais do processo (SCHERER, 1997). A utilização de águas residuárias de suinocultura em lavouras, como fertilizante ou forma de descarte, é uma prática rotineira sendo às vezes, a única fonte de nutrientes à cultura. Portanto, esta é uma forma de amenizar os custos de produção, visando o aumento do lucro das pequenas propriedades (MAGGI *et al.*, 2011).

A capacidade poluidora dos dejetos de suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies animais, pois enquanto a DBO_{5,20} per capita de um suíno, com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g animal⁻¹ dia⁻¹, a doméstica é de apenas 45 a 75 g habitante⁻¹ dia⁻¹ (PERDOMO; LIMA, 1998).

2.3.1 Caracterização geral do esgoto

Esgotos sanitários são os dejetos líquidos constituídos de esgotos domésticos e industriais lançados na rede pública e nas águas de infiltração (BRAGA *et al.*, 2002). Resíduo líquido industrial é o esgoto resultante dos processos industriais. Dependendo do tipo de indústria, este possui características muito específicas e, esgotos industriais lançados na rede pública são resíduos líquidos industriais devidamente condicionados de modo a respeitar os padrões de lançamento estabelecidos (BRAGA *et al.*, 2002).

Os efluentes das suinoculturas são caracterizados por elevado teor de sólidos suspensos totais e matéria orgânica, elevada quantidade de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e elevados teores de nitrogênio e fósforo, bem como uma elevada população microbiana. Possuem também macro e micronutrientes, como potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), zinco (Zn), cobre (Cu) e ferro (Fe) (PENA, 2014).

Esse cenário faz com que tenhamos uma ascendente busca e estudos em torno da gestão e manejos adequados de água residuária de suinocultura, com sistemas de tratamento adequados e dentro das normas estabelecidas. Uma alternativa que tem se revelado eficiente e de baixo custo é a fitorremediação, técnica capaz de empregar sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota, com o fim de desintoxicar ambientes poluídos (DINARDI *et al.*, 2003).

Comumente, o manejo dos dejetos suínos ocorre em sua forma líquida (com concentração de sólidos totais inferior a 8%) com o uso de esterqueiras. Neste sistema ocorre

um processo de degradação da matéria orgânica a partir da fermentação anaeróbia que possui, como um dos produtos finais, o gás metano (CH_4) que, por sua vez, contribui para o agravamento do efeito estufa no planeta Terra, e o gás sulfídrico (H_2S) (SARDÁ *et al.*, 2010).

Na realização de estudos com a utilização de dejetos suíno torna-se importante a sua caracterização, principalmente, para se verificar a composição química, quanto para em casos de utilizar diretamente na área, definir a quantidade a ser aplicada evitando, assim, alterações no solo, tais como a dispersão da argila, devido à presença de elementos dispersantes, ou até mesmo o fornecimento demasiado de alguns nutrientes (AGNE; KLEIN, 2014). Porém, o uso da água no processamento de alimentos gera grandes quantidades de efluentes líquidos, que necessitam ser tratados antes do seu lançamento em corpos hídricos receptores (MATOS *et al.*, 2010).

2.3.2 Importância do tratamento de esgoto

Conforme Braga *et al.* (2002) a disposição adequada dos esgotos é essencial para proteção da saúde pública pois, muitas infecções podem ser transmitidas de uma pessoa doente para outra, além disso a mesma tem 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.

Como alternativa tecnológica, as lagoas de tratamento de dejetos de suínos são, via de regra, um sistema primário de separação da fase sólido líquido, que é fundamental para diminuir o assoreamento do sistema e aumentar sua vida útil. A separação de fases é seguida por quatro lagoas em série: primeiro, duas anaeróbias, depois uma facultativa e, por último, uma lagoa de aguapés (PERDOMO *et al.*, 2003).

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 em excesso na água são indesejáveis, pois proporcionam o crescimento acelerado de vegetais microscópicos que conferem odor e gosto desagradáveis (BRAGA *et al.*, 2002).

2.4 FITORREMEDIAÇÃO

Mediante a necessidade de alternativas para a descontaminação ambiental, uma opção é a utilização da fitorremediação, a qual consiste em uma técnica que emprega sistemas vegetais fotossintetizantes e sua microbiota como agentes remediadores (GOUVEIA; MACRUZ; ARAÚJO, 2015).

A técnica consiste na remoção de elementos químicos contaminantes por meio da absorção pelas 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, 2000).

A técnica de fitorremediação, assim como as outras técnicas, requer padrões para que sejam executadas para potencial fitorremediação, suas limitações e os benefícios. A metodologia de fitorremediação possui certas limitações, já que o poluente, muitas vezes, é tóxico às plantas, principalmente em locais onde ocorrem misturas de poluentes, dificultando, assim, a seleção das plantas a serem utilizadas (COUTINHO; BARBOSA, 2007).

Segundo Dinardi *et al.* (2003) a fitorremediação oferece várias vantagens que devem ser levadas em conta. O tratamento de grandes áreas pode ser realizado de diversas maneiras, a baixo custo, com possibilidades de remediar águas contaminadas, o solo e subsolo e ao mesmo tempo embelezar o ambiente. Entretanto, a obtenção de resultados satisfatórios pode levar algum tempo. A presença de toxinas e concentração do poluente deve obedecer aos limites de tolerância da planta usada para não comprometer o tratamento. Riscos como a possibilidade de os vegetais entrarem na cadeia alimentar, devem ser considerados quando empregar esta tecnologia.

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).

2.4.1 Tratamento de esgoto com macrófitas aquáticas

Infelizmente, o tratamento de águas residuais no Brasil ainda é incipiente (VALENTIM, 1999; AMARAL; BITTRICH, 2002), e ainda é muito pequena a utilização da alternativa de emprego de plantas aquáticas (PEDRALLI, 1999).

Segundo Dinardi *et al.* (2003) o aguapé é muitas vezes apresentado como “praga” e outras como agente despoluidor. Quando o aguapé é cultivado de forma correta do ponto de vista técnico científico, esta planta 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: *a)* 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; *b)* a biomassa de uma plantação de aguapé varia bastante (média para o Brasil da ordem de 250 a 300 toneladas por hectare). 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 toneladas de biomassa úmida por dia por hectare; *c)* o sistema radicular do aguapé funciona como um filtro mecânico e retém (adsorve) material particulado (orgânico e mineral) existentes 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 das águas poluídas; *d)* 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.

Esta espécie é nativa da América do Sul e amplamente disseminada no mundo todo. Sendo considerada planta infestante em diversos países. O aguapé é capaz de aumentar sua massa verde em até 15% ao dia, e dobrar a superfície que ocupa nos corpos d’água a cada seis ou sete dias, demonstrando sua alta capacidade infestante em represas, rios e mananciais (LORENZI, 2006). O aguapé é uma planta considerada daninha, com reprodução rápida. Suas raízes são capazes de retirar substâncias poluentes da água. Devido sua elevada concentração de proteínas, a biomassa pode ser utilizada para alimentação animal, suplemento alimentar, entre outros (MEDEIROS *et al.*, 2009). Apesar da importância ecológica do aguapé, estas também podem

causar problemas, como em reservatórios (THOMAZ; BINI, 1999). Esta macrófita é considerada um dos grandes problemas de represas e canais, pelo crescimento exagerado (KISSMANN, 1997).

O aguapé tem a capacidade absorver e acumular em seus tecidos altas quantidades de nutrientes o que torna interessante sua utilização como agente despoluidor de águas. A produção de grandes quantidades de biomassa de aguapé, durante o processo de despoluição de água, e alta produtividade desta planta em espelhos d'água, e em reservatórios de usinas hidrelétricas, conferem-lhe um custo de produção nulo que, aliado à boa composição química torna interessante o seu aproveitamento como matéria-prima para a produção de concentrados proteicos de folhas (MEDEIROS, *et al.* 2009).

Os poluentes são 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).

A carga de nutrientes (concentração de nutrientes por unidade de tempo) pode influenciar o crescimento de macrófitas aquáticas flutuantes em ambientes lóticos com moderada velocidade de corrente (SILVA, 2008). Cada espécie de macrófita aquática apresenta uma temperatura ótima para seu crescimento e, geralmente, elevadas temperaturas favorecem o desenvolvimento de diversas espécies (CAMARGO *et al.*, 2003). A *Eichhornia crassipes*, uma macrófita aquática flutuante, é bastante sensível ao frio, apresenta temperatura ótima entre 20 e 30 °C para seu desenvolvimento, podendo apresentar produtividade zero em temperaturas inferiores a 10 °C (REDDY; SUTTON, 1984).

O que se espera do tratamento de dejetos é a transformação e a eliminação do N amoniacal, que representa em torno de 70% no dejetos líquido, em N₂ (gás não poluente) porém para que este processo ocorra é necessário desenvolvimento da desnitrificação, ou seja a transformação do nitrato em N₂ ou óxido nítrico. Nos processos de tratamento com o uso de lagoas, com aeração mecânica, ocorre a fase de nitrificação do N, gerando como produto final o nitrato (N-NO₃⁻) e um volume razoável de dejetos fortemente mineralizado na forma de NH₄⁺. O N, principalmente na forma de nitrato, se não for aproveitado imediatamente após sua distribuição na lavoura pelas plantas pode ser lixiviado pela chuva para as camadas mais profundas do solo podendo entrar em contato com o lençol freático (OLIVEIRA, 1993).

2.5 O AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes*)

A espécie *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms-Laubach, é pertencente à família das Pontederiaceae. O aguapé é uma planta que apresenta o ciclo perene, e possui um crescimento estiolonífero. Pode apresentar tamanho e altura variáveis, o que em alguns casos podem ser confundidas com outras espécies aquáticas (CASTRO, 2008). Suas folhas são elípticas ou reniformes, com cerca de 15 cm de largura, densas, de coloração verde-lustrosas, impermeáveis, apresentam muitos estômatos de tamanho grande. A disposição das folhas é em forma de roseta. Possui pecíolo esponjoso e que em certas circunstâncias podem ser inflados, o que auxilia na flutuação da planta, também pode ser denominado como pulvino. Inflorescência em forma de espiga, contendo de 8 a 15 flores, de seis pétalas onde predomina a cor lilás, podendo variar a tons azuis e de centro amarelo, as pétalas possuem bordo liso. O fruto é uma cápsula tricoca, quando ocorre a formação do fruto, o eixo floral inverte e acaba afundando, quando maduro as sementes são liberadas e dispersas na água. As sementes podem ainda afundar e ficam viáveis por cerca de 15 anos, uma única planta é capaz de gerar cerca de 5 mil sementes (KISSMAN; GROTH, 1999).

O aguapé é uma planta aquática nativa da região tropical da América Central, sendo hoje encontrada em mais de 50 países do mundo. Devido ao seu amplo potencial de desenvolvimento, sérias dificuldades operacionais têm sido geradas nos sistemas hídricos onde está planta foi adentrada, sendo avaliada “praga de água”. Tal imagem contrária, vem sendo parcialmente modificada por vários estudos desenvolvidos na área, considerando em averiguações realizadas nos últimos anos, em que ficou comprovada que há perspectiva do emprego do aguapé para remoção de materiais poluidores (WEBER; RAFIKOV, 2003).

Uma planta que tem mostrado bons resultados no tratamento de efluentes diversificados é o aguapé, uma planta aquática flutuante, constituída por cerca de 95% de água e sua altura varia desde alguns centímetros até cerca de um metro, suspensas na água (PERAZZA *et al.*, 1885). Encontra-se distribuída em todos os continentes, nas latitudes semitropicais e tropicais e em alguns países de clima temperado (METCALF; EDDY, 1999 apud POLISEL, 2005) e, diante da inexistência de limitações nutricionais, desenvolve-se aceleradamente em regiões de clima quente (ANDRADE *et al.*, 2007); pertence à classe monocotiledônea, família Pontederiácea, ordem Pontederiales (ESTEVES, 1998).

A espécie *Eichhornia crassipes*, mais conhecida como aguapé, se caracteriza por ser aquática flutuante livre. É uma planta nativa da América do Sul, se reproduz sexuadamente por sementes, viáveis por pelo menos 15 anos no sedimento dos corpos d’água e de forma assexuada por estolões. Atualmente encontra-se amplamente distribuída nas regiões tropicais

e subtropicais, sendo caracterizada como uma das plantas daninhas mais agressivas do mundo, presente em reservatórios e lagos, pois apresentam enorme potencial de reprodução, podendo aumentar sua área de cobertura em 15% ao dia, dobrando-a a cada seis ou sete dias (MARTINS *et al.*, 2009).

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

A *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 absorção e 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).

Morfologicamente, é constituído de um talo vertical chamado rizoma, do qual partem raízes e folhas. O rizoma flutua logo abaixo da superfície da água protegido por certo número de folhas (Figura 2). A propagação do aguapé pode ser através de sementes ou de estalões. O formato das folhas brilhantes varia de oval a circular, medindo de 10 a 20 cm de diâmetro, possuindo bordas levemente curvadas e frequentemente onduladas.

Figura 2 – Planta de aguapé (*Eichhornia crassipes*) coletado no manancial do Rio Santo Anastácio, planta flutuante, raízes longas, brotação por estolões laterais. Presidente Prudente, SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

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).

Como qualquer planta altamente produtiva, o aguapé demanda um meio ambiente rico em nutrientes. A diferença é que os nutrientes do meio hídrico são igualmente poluentes orgânicos: esgotos residenciais, resíduos vegetais e animais, ou inorgânicos: esgotos industriais, produtos de limpeza, metais e resíduos petroquímicos (LEITÃO JUNIOR *et al.*, 2007). As plantas começam a competir entre si por superpopulação, por isto devem ser removidas em parte, garantindo a propagação das plantas remanescentes. A remoção também é uma das soluções em caso de excesso de população em represas, mas muito dispendiosa (PEDRALLI, 1999). Além disto, causa grande impacto à medida que revolve o sedimento, aumenta a turbidez da água e a coleta direta de muitos organismos aquáticos, como peixes, crustáceos e tartarugas (PITELLI *et al.*, 2002).

Estas plantas têm a capacidade de realizarem filtração, degradação e assimilação de poluentes minerais e orgânicos e retenção de nutrientes (CAMARGO *et al.*, 2003). A alta capacidade de produção de biomassa de macrófitas aquáticas em ambientes com altos níveis

de nutrientes e carga orgânica tem gerado interesse na comunidade científica em sua utilização em sistemas de tratamento (PISTORI, 2009).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O experimento foi conduzido na área experimental da ETEC - Escola Técnica Professor Dr. Antônio Eufrásio de Toledo (Colégio Agrícola) de Presidente Prudente/SP, localizada a 22° 07' 32'' de latitude, 51° 23' 20'' de longitude e 475 m de altitude, durante o período de abril e maio de 2018. O clima da região se classifica em Aw, com estação chuvosa no verão e estação seca no inverno, conforme classificação de Köppen.

A lagoa que recebe a ARS inicialmente foi construída para a instalação de uma piscicultura dentro da ETEC na década de 1990, no entanto o projeto não deu seguimento e a suinocultura teve que ser mudada de local e remodelada, foram aproveitados os tanques para o despejo do ARS. Portanto, não existe um sistema de tratamento de ARS. Devido ao problema com o ataque de capivaras tanto na lagoa como no experimento preliminar montado para testes inicialmente o experimento teve que ser conduzido em outra área experimental. O efluente utilizado no experimento foi captado na lagoa de tratamento de ARS da ETEC, localizada ao lado do setor produtivo denominado suinocultura, distante cerca de 800 metros da área experimental (Figura 3).

Figura 3 – Vista geral do local do experimento, suinocultura e lagoa com ARS. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Google (2018)

3.2 CARACTERIZAÇÃO DOS TRATAMENTOS E DELINEAMENTO ESTATÍSTICO

A ARS e água utilizada para a diluição dos tratamentos foram submetidos à caracterização das concentrações, no Laboratório Comercial TASQA® e também no Laboratório de Análises de Água Residuais (LAAR) da UNESP/FCT de Presidente Prudente, a fim de se conhecer a ARS alvo da pesquisa, utilizando a metodologia de Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), os valores dos parâmetros analisados estão dispostos Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados médios das análises químicas de amostras de ARS e da água anterior à instalação do experimento. Presidente Prudente - SP, 2018.

Atributos	Valores	
	ARS Caracterização	Água Potável
N - NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	4,84	0,14
N -NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,06	0,01
N - NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,11	0,22
P (mg L ⁻¹)	20,68	0,15
K (mg L ⁻¹)	109,32	5,36
Ca (mg L ⁻¹)	3,2	1,98
Mg (mg L ⁻¹)	4,89	4,77
S (mg L ⁻¹)	0,7	0,1
Na (mg L ⁻¹)	87,2	0,6
Cu (mg L ⁻¹)	- *	- *
Fe (mg L ⁻¹)	0,46	0,05
Mn (mg L ⁻¹)	0,09	0,02
Zn (mg L ⁻¹)	0,33	0,32
Cr (mg L ⁻¹)	-*	- *
Pb (mg L ⁻¹)	-*	- *
O ₂ dissolvido (mg L ⁻¹)	1,94	4,8
Turbidez (FTU)	42,78	2,6
pH	7,6	5,2
Condutividade elétrica (mS cm ⁻¹)	766,68	96,56

Nota: - * Valores abaixo do limite de detecção do equipamento de leitura;
Fonte: TASQA® e LAAR (2018).

A ARS foi transportada em um tanque de 2 m³ (Figura 4), distribuídos e armazenados em 15 caixas d'água de PVC 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 m³ (Figura 5). Estas caixas d'água foram dispostas dentro de uma área experimental em local que foi roçado e preparado para a distribuição das caixas com aproximadamente, 30 cm de distância uma das outras (entre as repetições dentro do tratamento), e a uma distância de, aproximadamente, 100 cm na separação entre tratamentos.

Figura 4 – Tanque reboque utilizado para transporte de água e ARSS e captação da ARS na lagoa através do tanque. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

Figura 5 – Caixas de PVC utilizadas como repetições e lavagem das caixas para utilização no experimento. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

No total, foram utilizados 2,7 m³ (2.700 litros) de ARS no experimento sendo 1.500 litros no tratamento 3 (100% ARS), 750 litros no tratamento 2 (50% ARS) e 450 litros no controle de evapotranspiração. Também foram utilizados 2.700 litros de água potável. A ARS efluente e a água foram diluídos de acordo com a proporção de cada tratamento (Figura 6).

Figura 6 – Despejo de água potável e despejo de ARS para diluição e composição dos tratamentos. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

Devido as margens de segurança para evitar o transbordamento das mesmas o volume que foi adicionado foi de 0,3 m³; além do que foram instalados “drenos” nas caixas d’água confeccionados com canos de água de 1/2 polegada nas bordas das caixas que direciona o excedente da ARS para um balde enterrado ao solo para evitar o tombamento do mesmo, a fim de evitar que a ARS transbordasse em dias chuvosos, podendo se infiltrar no solo. Esta medida também foi adotada para evitar uma possível contaminação do solo com a ARS.

Os tratamentos realizados foram os seguintes:

T1 = 100% de água potável (testemunha);

T2 = 50% de ARS diluídos em 50% de água;

T3 = 100% de ARS.

Os tratamentos foram ordenados em delineamento estatístico de blocos inteiramente casualizado (DIC) e com cinco repetições, conforme consta no croqui (Figura 7). As parcelas constituíram os três tratamentos descritos e as subparcelas os períodos de coleta da ARS para análise química 0 (caracterização), 7, 14, 21 e 28 dias. As caixas restantes foram utilizadas com diluições 0, 50 e 100% ARS, sendo colocadas plantas em metade e a outra metade ficou sem plantas para efeito comparativo de evapotranspiração.

Figura 7 – Croqui com a disposição dos tratamentos e delineamento experimental. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

Em paralelo foram utilizadas 6 caixas, sendo colocadas diluições 0, 50 e 100% ARS sendo colocadas plantas em uma e a outra diluição ficou sem plantas para efeito comparativo de evapotranspiração (Figura 8).

Figura 8 – Caixas comparativas para evapotranspiração com plantas e caixas comparativas para evapotranspiração sem plantas. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

As plantas aquáticas (aguapés) foram coletadas no oeste do estado de São Paulo, em uma lagoa de abastecimento da companhia de distribuição de água, denominada como “Lagoa da Cica”, sendo o manancial do rio Santo Anastácio (Figura 9), em Presidente Prudente - SP.

Estas plantas aquáticas foram caracterizadas, escolhidas e separadas de acordo com como as características estabelecidas, plantas jovens, com sistema radicular abundante, com 8 a 12 folhas de aparência uniforme e altura de 12 a 15 cm, selecionadas visualmente e da forma mais padronizada possível.

Figura 9 – Manancial do Rio Santo Anastácio, pontos de coleta das plantas aquáticas (aguapé) utilizadas no experimento. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

A deposição nas parcelas experimentais foi realizada com a separação de 15 exemplares uniformes conforme separação visual padronizada (Figura 10), após esse processo foram transferidos para seus respectivos tratamentos, mantendo-se uma taxa de ocupação de 80% da área do recipiente, conforme indicado por Henry-Silva e Camargo (2008).

Figura 10 – Exemplos de plantas aquáticas (aguapé) colocados nos tratamentos de maneira uniforme utilizadas no experimento. Presidente Prudente - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

3.3 PARÂMETROS PARA AVALIAÇÃO

3.3.1 Análise físico-química da água residuária de suinocultura

As coletas da ARS foram realizadas durante todo o processo experimental, ou seja, no dia da implantação e sucessivamente em todas as semanas (a cada sete dias), sendo finalizada a última coleta com 28 dias. Coletaram-se 15 amostras (Figura 11) por semana sendo uma amostra por recipiente, perfazendo um total de 75 amostras em todo o período experimental. Vale destacar que não foram realizadas reposições da ARS durante todo o experimento.

As amostras foram realizadas em cinco pontos em cada repetição, quatro no entorno da caixa e uma ao centro, pegando as amostras desde o fundo homogeneizando. As cinco amostras eram colocadas em um balde misturadas e retirado 0,3 L⁻¹, as amostras foram coletadas com auxílio de uma concha, balde de 20 litros e funil para auxiliar no acondicionamento nas garrafas descartáveis com tampa e lacre.

Figura 11 – Coleta de ARS com auxílio de concha e balde para homogeneização e acondicionamento das amostras em embalagens descartáveis de 0,3 L⁻¹. Presidente Prudente - SP, 2018.

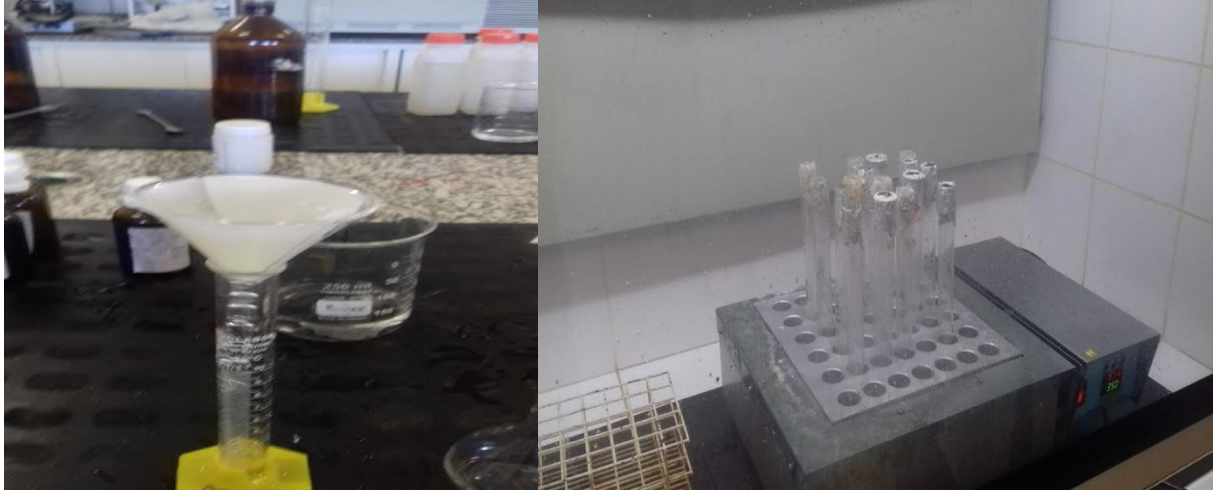


Fonte: Próprio autor.

Após a coleta das amostras e suas respectivas armazenagem, o restante do ARS foi devolvido dentro de cada um de seus recipientes coletado, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório Comercial TASQA® para a determinação do Na, P, K e NO₃⁻ e também no Laboratório de Análises de Água Residuais (LAAR) da UNESP/FCT de Presidente Prudente para a determinação dos teores disponíveis de NH₄⁺, Ca, Mg, S, Na, Cr e Pb (mg L⁻¹). O pH, condutividade elétrica e Oxigênio Dissolvido (OD) das amostras líquidas foram realizados diretamente a campo, sendo coletadas com aparelhos portáteis diretamente nas parcelas experimentais, seguindo indicação da Resolução CONAMA n° 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. Os teores de Ca, Mg, Na, Cr e Pb foram determinados pelo método de espectrofotometria de absorção atômica, em equipamento modelo AA200, PerkinElmer (Figura 12). O NH₄⁺, foi quantificado pelo método de destilação a vapor (Semi-micro Kjeldahl) descrito por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

Figura 12 – Laboratório de Análises de Água Residuais (LAAR) da UNESP/FCT de Presidente Prudente para a determinação dos teores disponíveis na ARS. Presidente Prudente – SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

3.3.2 Análise química de tecido vegetal

Aos 28 dias após a instalação do experimento, foram coletadas as últimas amostras da ARS e posteriormente, foram retiradas as plantas de aguapé dos recipientes e depositadas sobre um quadro de madeira com sombrite para o escoamento do excesso de ARS aderidos ao tecido e raiz. Após 20 minutos da retirada todas as plantas foram acondicionadas em sacos plásticos transparente com capacidade de 200 litros cada, separadas por repetição e seus respectivos tratamentos.

Seguindo os procedimentos as plantas foram limpas inicialmente em água corrente e em seguida foram mergulhadas em água deionizada para a melhor descontaminação do tecido, dispostas para secar sobre bancadas cobertas com papel, por aproximadamente 24 horas e, finalmente, colocadas para secar em estufas com circulação forçada de ar, à 60 °C até a obtenção de massa constante da matéria seca de aguapé (Figura 13).

Figura 13 – Plantas de aguapé colocadas em estufas com circulação forçada de ar, à 60° C para obtenção de matéria seca. Presidente Prudente, - SP, 2018.



Fonte: Próprio autor.

Após a secagem e obtenção de massa constante, as amostras foram moídas e identificadas, sendo destinadas ao Laboratório de Nutrição de Plantas da UNESP – Campus de Ilha Solteira, para a determinação do teor total de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn, Zn, Na, Cr e Pb, de acordo com metodologia descrita em Malavolta et al. (1997).

3.3.3 Análise estatística dos dados

Os resultados foram submetidos à análise de variância (teste F à 5%) e para comparação dos tratamentos com ARS utilizou-se o teste de Tukey à 5% de probabilidade, e para os períodos de coleta da ARS aplicou-se análise de modelos de regressão polinomial para as ARS e teste de médias para o tecido vegetal. A análise estatística foi realizada no Programa Sisvar.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

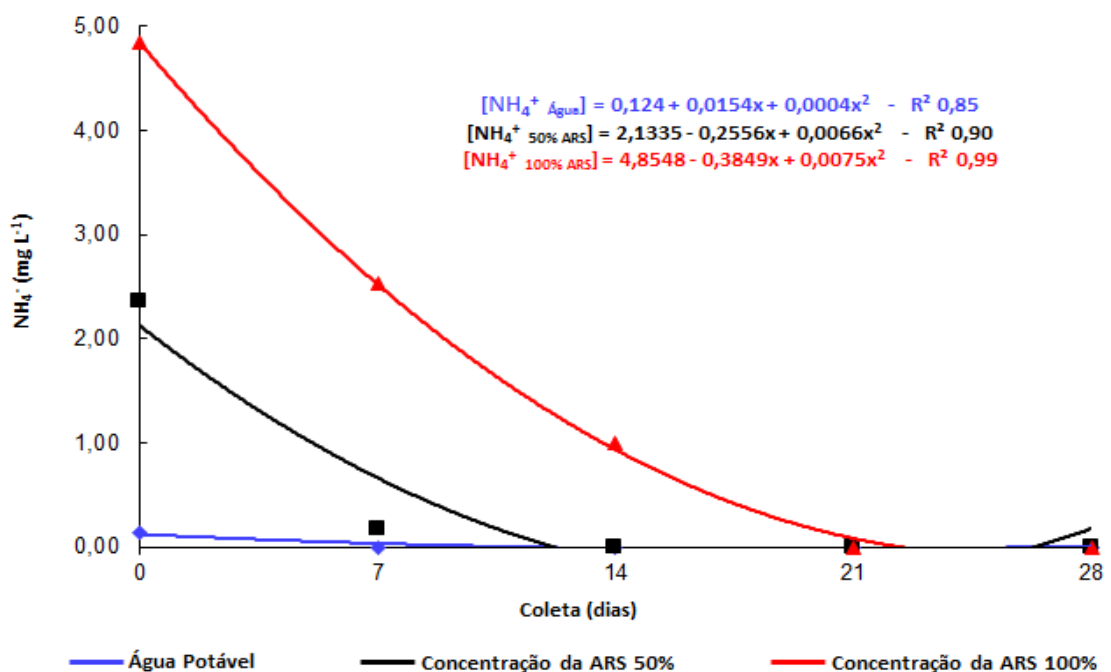
4.1 ANÁLISE QUÍMICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA (ARS)

O efeito dos três tratamentos principais de ARS foi analisado quimicamente na água, periodicamente do início ao final da condução do experimento. Os resultados quando significativos foram ajustados a modelos de regressão polinomial, conforme o grau de significância e maior o R^2 da equação, para melhor explicar a relação das ARS ao longo do tempo (fator quantitativo) de cultivo do aguapé.

4.1.1 Macronutrientes e sódio (Na)

O tratamento com maior concentração de ARS propiciou superiores concentrações de NH_4^+ e NO_3^- (Figuras 14 e 15). Enquanto o tratamento com água potável apresentou a menor concentração destas formas de nitrogênio, bem abaixo dos tratamentos com 50 e 100% de concentração de ARS, independentemente da época de coleta (Figuras 14 e 15).

Figura 14 - Teor de NH_4^+ disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



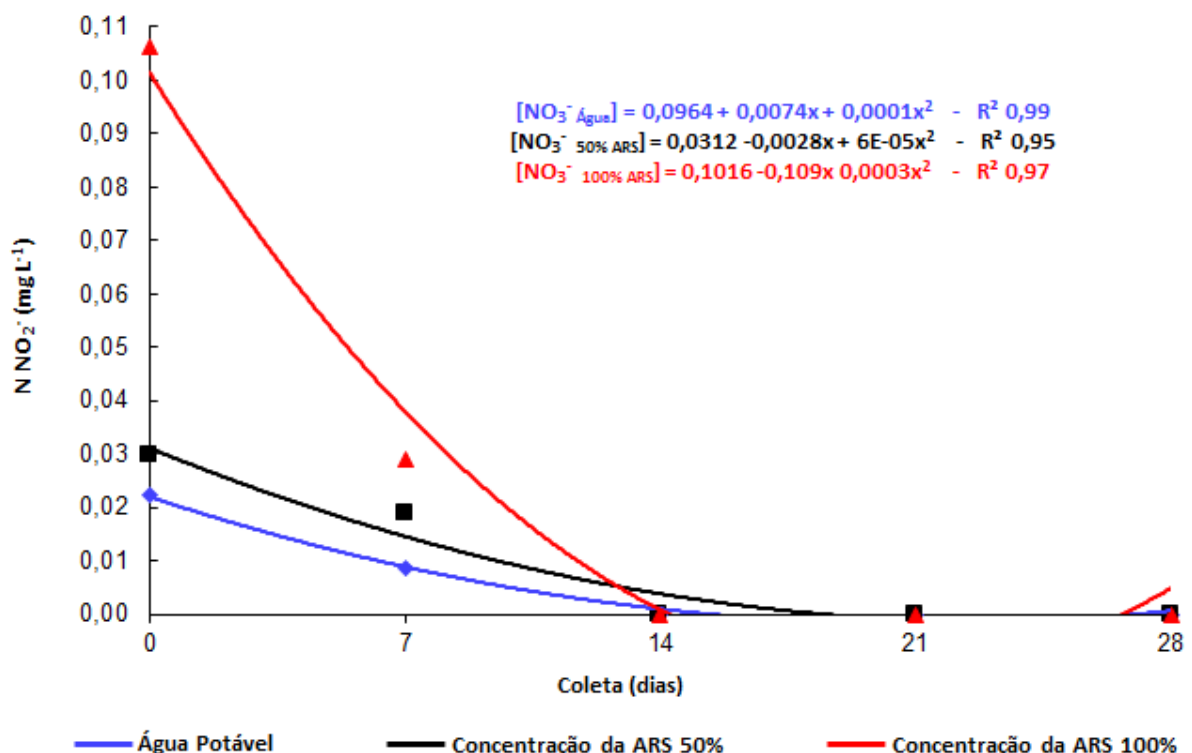
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

O sódio em altas concentrações é considerado um elemento tóxico para muitas culturas, porém o aguapé parece ter a capacidade de adaptação em meios com alta concentração do mesmo, o que pode ser interessante para diminuir a salinidade de ARS, cujo destino são mananciais, podendo depois do tratamento ser utilizada para atividades agrícolas, pecuárias e florestais. Além disso, neste caso acreditasse que o uso do aguapé pode reduzir a eutrofização da água.

Houve variação nas concentrações de NH_4^+ e NO_3^- ao longo do tempo de condução do experimento, sendo observada para a ARS com 50% e 100% que estas formas de nitrogênio praticamente zeraram a concentração nos tanques aos 14 e 21 dias, respectivamente. Os teores foram monitorados, porém com o passar das semanas suas concentrações estavam abaixo do limite de detecção do método analítico e não foram detectados (Figuras 14 e 15).

Figura 15 - Teores de NO_3^- (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



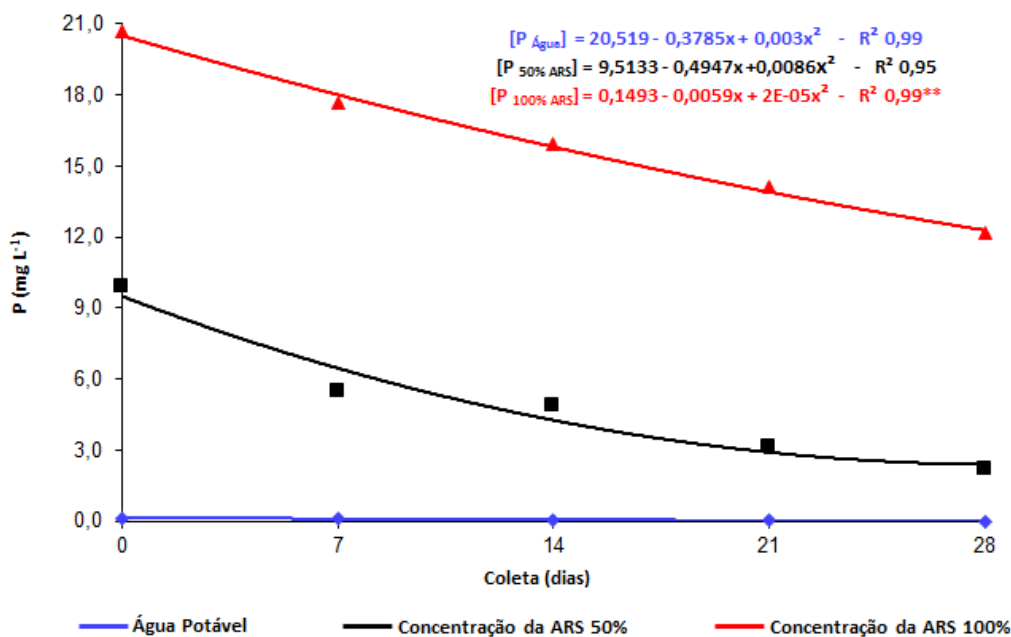
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Laboratório TASQA®, 2018.

Os aguapés que se desenvolveram nos tratamentos com a maior concentração da ARS foram responsáveis pela absorção dessas formas nítrica e amoniacal, o qual foi utilizado na nutrição destas macrófitas. O que se verifica pelas concentrações de N apresentadas a cada 7 dias, que foram sendo menores que os valores nas épocas seguintes.

No tratamento com maior concentração de ARS, seguido pelo de 50% da ARS, notou-se maior disponibilidade de macronutrientes como o P, isso pode ter sido ocasionado por se tratar de uma solução com maior carga orgânica, no entanto podemos observar também um estímulo no crescimento do aguapé cultivado em ARS com concentrações de 50 e 100%, em que quanto maior sua concentração maior o acúmulo MS do aguapé cultivado (Figuras 16 e 39).

Figura 16 - Teor de P disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.
Fonte: Laboratório TASQA®, 2018.

Sendo assim, associa-se que a redução do P na solução (Figura 16) nas concentrações de 50 e 100% de ARS com o passar das semanas está correlacionado ao desenvolvimento das plantas, juntamente ao aumento da demanda nutricional deste nutriente (Figura 32). Silva et al. (2014) em estudos com efluente de piscicultura, verificaram que o aguapé foi eficiente na remoção de P, porém estes autores não recomendam o uso dessa macrófita para filtragem de amônio em ambientes com alto fluxo de água, por exemplo em canais de abastecimento.

Em águas naturais não poluídas a concentração de P varia de 0,005 mg L⁻¹ a 0,020 mg L⁻¹, enquanto em corpos confinados e com altos teores de sais o teor de P pode chegar a 200 mg L⁻¹ (HERMES; SILVA, 2004). De acordo com estes autores, é importante que em rios as concentrações de P não excedam aos 0,25 mg L⁻¹.

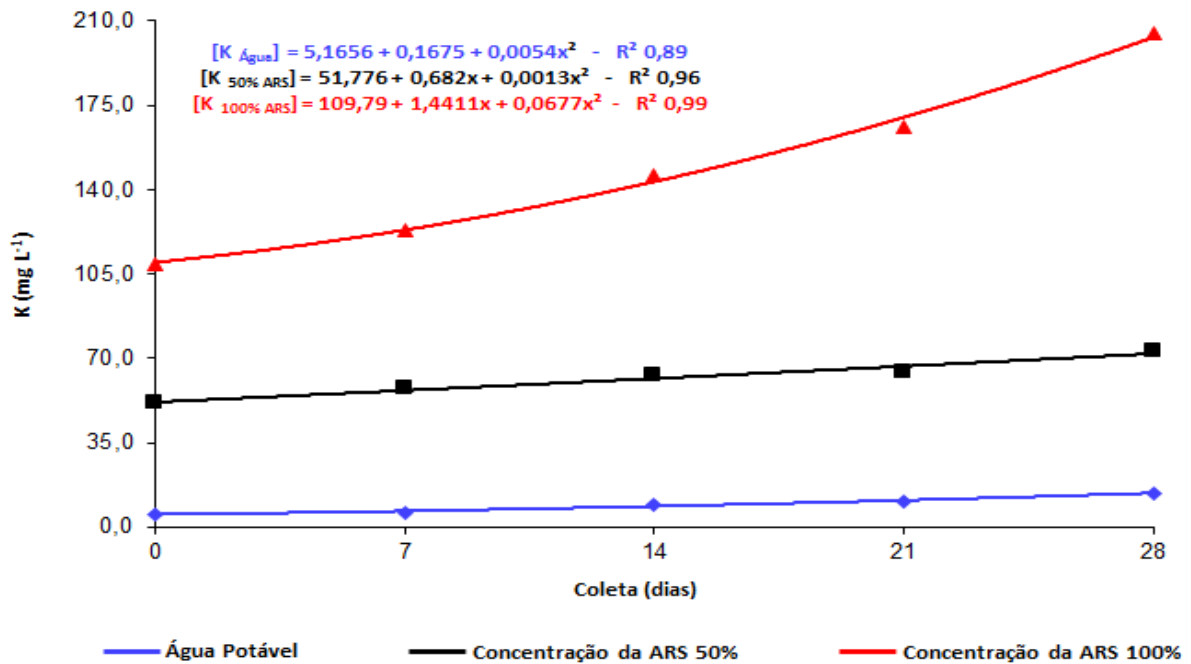
No entanto, observou-se que as concentrações de P nos tratamentos com ARS com o passar das semanas foram diminuindo gradativamente, se comparados com os valores iniciais do dia da implantação das plantas nos tratamentos, se comparado estes valores semanalmente, temos a indicação de as plantas contribuirão com o polimento da ARS.

Observa-se que quanto maior a concentração da ARS na mesma proporção temos um aumento na concentração de K conforme consta na Figura 17. Os tratamentos com água potável e 50% de ARS mantém os teores próximos a instabilidade, no entanto os teores de K para concentração com 100% de ARS são incrementados com a passagem das semanas, mostrando que os tratamentos com maior concentração de ARS também apresentaram maior teor de K disponível. Dessa forma, verificou-se que o aguapé não apresentou eficiência significativa na absorção de K, mesmo este sendo um elemento essencial para o desenvolvimento vegetal (Figura 33). Isto provavelmente se deve ao fato do K não forma composto na planta, ou seja, este nutriente fica na forma de K⁺, ou seja, tem alta mobilidade na planta e eventualmente pode ser liberado do citosol celular para o meio quando as membranas plasmáticas se rompem. Ainda se constatou que no tratamento controle em relação as concentrações de ARS, foram pequenas as diferenças de absorção de K, se ainda compararmos com a absorção de Na que reduziu gradativamente diante do aumento da concentração do tratamento (Figura 34). Kissmann (1997) afirma que, os aguapés mantêm estratégias adaptativas em relação à tolerância a salinidade, com possível inibição de seu desenvolvimento na presença de concentrações de NaCl na água acima de 10 g L⁻¹.

As concentrações de Na e K nas ARS aumentaram também nos tratamentos que foram utilizados somente água (testemunha), isso se explica devido a não reposição da ARS ou H₂O durante os 28 dias de experimentação, que possivelmente devido à evapotranspiração e a redução do líquido nos recipientes, fez com que os elementos químicos analisados fossem concentrados em volumes menores que o inicial.

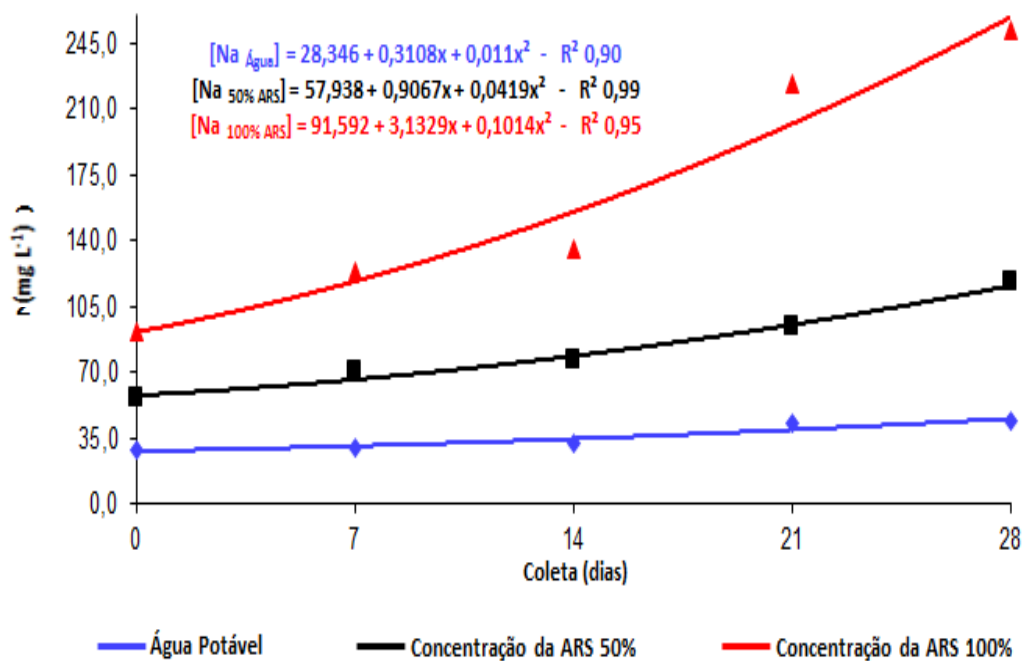
Holm et al. (1991) relataram que a taxa de evapotranspiração em uma superfície contendo plantas de aguapé pode ser cerca de duas a oito vezes maior do que a mesma superfície com a ausência de plantas. Essas concentrações de base podem ser ocasionadas pela evaporação direta combinada com a absorção ocasionada pelo sistema fisiológico da planta.

Figura 17 - Teor de K disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.
 Fonte: Laboratório TASQA®, 2018.

Figura 18 - Teor de Na disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.

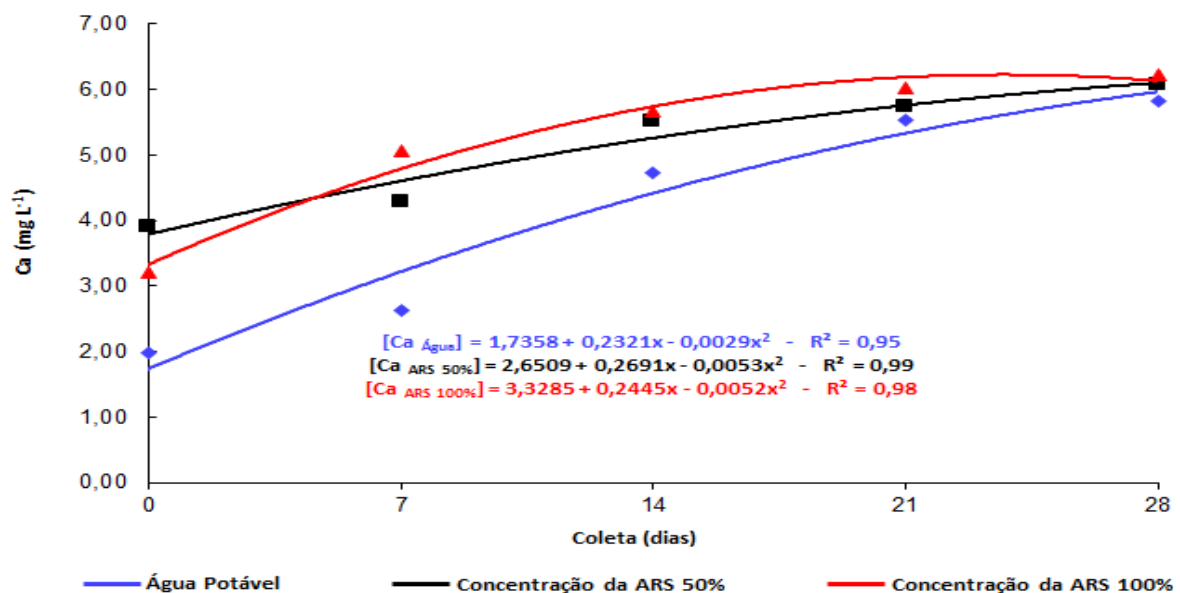


Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.
 Fonte: Laboratório TASQA®, 2018.

Observando ainda a Figura 17, nota-se que não houve redução do K, mas também não houve diminuição nos teores de Na da ARS (Figura 18), mas sim incremento deste teor. Por outro lado, pode se considerar que a absorção de Na foi elevada (Figura 34), essa afirmação pode ser quantificada se comparado o tratamento controle com os três tratamentos aplicados, pois as plantas cultivadas em água potável apresentaram um ligeiro aumento na concentração de Na em seu tecido, enquanto se analisarmos a concentração de 100% ARS, os teores dobraram durante todo o período experimental se comparados novamente ao controle. O que pode ser um indício de que a planta pode ter reduzido a absorção do K em detrimento a absorção de Na e, portanto, realizado a substituição do K pelo Na em funções específicas no metabolismo, como o turgor celular. Contudo, vale destacar que assim como o K, o Na não forma ou faz parte de nenhum composto na planta, ou seja, também permanece na forma iônica monovalente.

Kissmann (1997) observou que a concentração de Na em solução superior ao valor de 10 g L^{-1} inibe o desenvolvimento das plantas, e portanto, pode-se constatar que mesmo em água potável o experimento já apresentava valores superiores a este relatado (Figura 18), e as plantas não apresentaram nenhuma injúria visual em seus órgãos. Talvez, a capacidade adaptativa do aguapé, dando destaque especial em que todos os tratamentos apresentavam valores superiores ao valor de Na descrito, mas que as soluções com ARS estavam muito acima desse permitido.

Figura 19 - Teor de Ca disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.

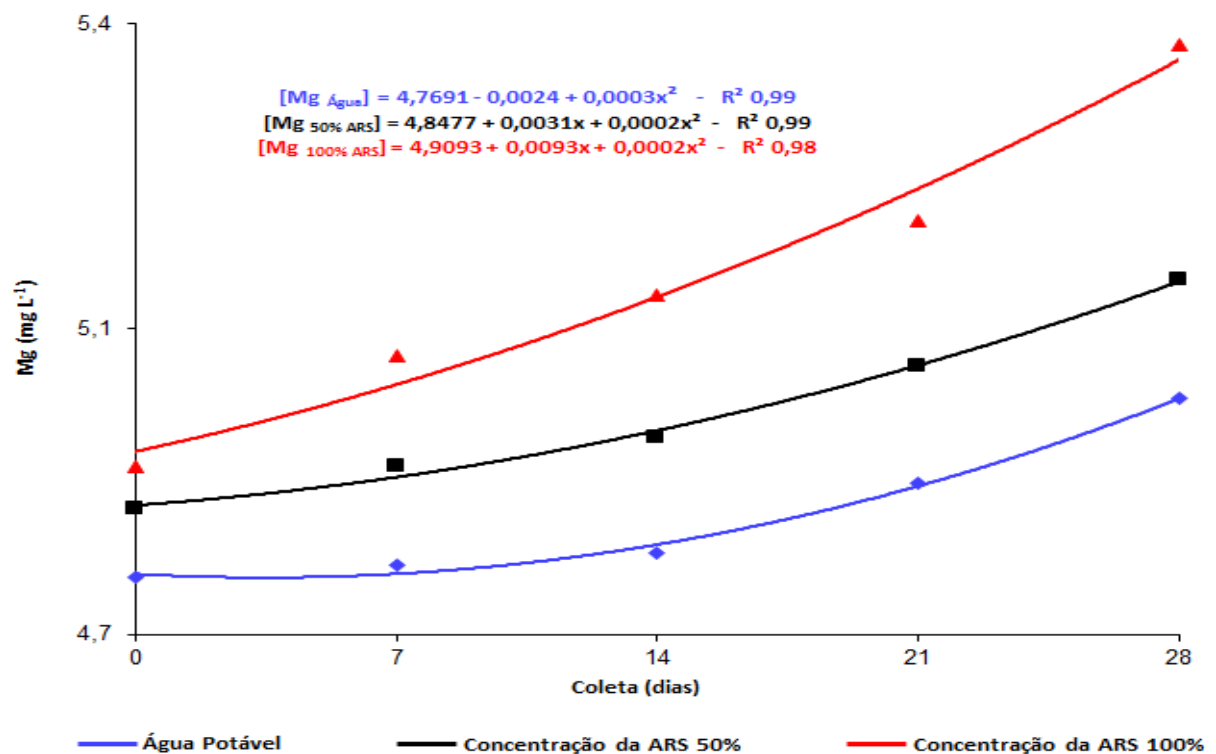


Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

Os dados apresentados pela Figura 19 demonstram uma estabilidade na concentração de Ca entre as concentrações de ARS aos 21 e 28 dias de coleta. Porém em todos os tratamentos houve aumento da concentração de Ca na solução em função do tempo de cultivo do aguapé. A tendência lógica para esse experimento seria a redução da concentração de deste nutriente catiônico na ARS em função da absorção das plantas e, até mesmo para suportar o crescimento destas (Figura 35). Mas, no entanto, quando analisado a concentração de Ca no tecido dos aguapés, encontramos uma diminuição nessa concentração, se compararmos a água potável com a concentração mais alta de ARS, o que não é comum no desenvolvimento de vegetais. No entanto, segundo Epstein (1975) o K, Mg e Ca competem pelos mesmos sítios de absorção, ou seja, o excesso de um desses causa um antagonismo por inibição competitiva (Figura 36), resultando na diminuição na absorção do outro (Figura 37).

Figura 20 - Teor de Mg disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

Vale destacar o aumento da concentração de Mg entre as épocas de avaliação e também de acordo com a concentração da ARS e água potável (Figura 20). É importante

mencionar que o acúmulo de Mg no tecido foi baixo, se comparados com os valores encontrados no controle (Figura 35).

Para Prado et al. (1991) o decréscimo da absorção de Ca e Mg por aguapés podem ser ocasionados por grandes doses de K no meio, foi o que ocorreu nesses tratamentos e podem ter ocasionado esse fator (Figura 17). Isto proporcionou decréscimo da absorção de Ca e Mg por aguapés (Figuras 40 e 41). Realmente, ao se analisar o acúmulo de K (Figura 38), envolvendo também o acúmulo de 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.

Embora a concentração de Mg tenha sido baixa se compararmos com os macronutrientes K e Ca, as quantidades foram suficientes para colaborar com o crescimento do aguapé aonde tínhamos ARS em maior concentração (Figura 35). Mas para um melhor entendimento, alguns nutrientes devem ser analisados em conjunto e não apenas de forma isolada.

Segundo Spósito (2013) a maior parte do Mg fica contida no resíduo sólido e não na água residuária (efluente), e que diversas culturas adubadas com lodo de esgoto aumentam a concentração do Mg nas suas folhas, com base na Figura 35 sobre o acúmulo deste macronutriente, se comprova essa teoria.

As ARS, após o seu polimento ou até mesmo em estado bruto dependendo das condições físico-químicas podem ser uma fonte alternativa 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).

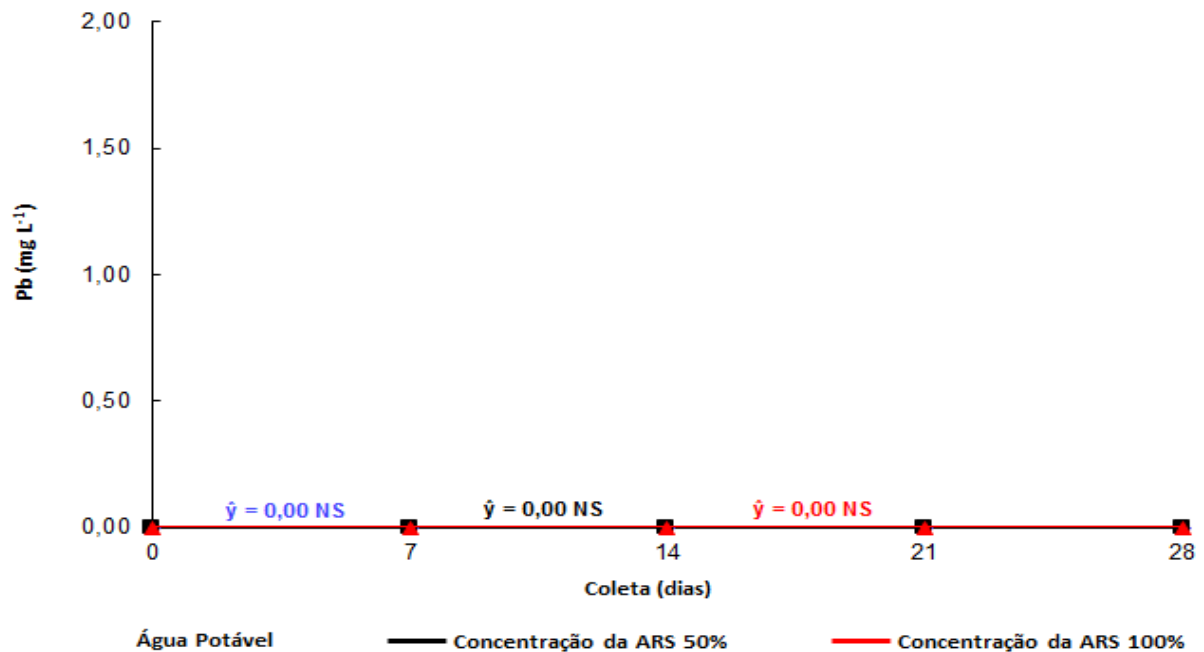
4.1.2 Elementos tóxicos e metais pesados

O elemento tóxico PB teve seus valores abaixo do limite de detecção do equipamento de leitura, por isso, os valores expressados não foram significativos em todas as coletas (Figura 21), bem como em todas as concentrações de ARS.

Algumas plantas, como por exemplo, a orelha-de-onça (*Salvinia* spp.), possuem grande capacidade de remover e acumular metais pesados, como chumbo ou cádmio. Porém, quando contaminada não pode ser usada como alimento ou adubo (AMARAL; BITTRICH, 2002), pois o descarte dessa biomassa pode contaminar também o solo e a água subterrânea (PITELLI et al., 2002).

A expressão “metal pesado” se aplica a elementos químicos que possuem peso específico maior que 5 g cm^{-3} ou que tenham número atômico maior do que 20 (BARCELÓ; POSCHENRIEDER, 1992). O cádmio (Cd) possui número atômico 48 e densidade $8,64 \text{ g cm}^{-3}$, o chumbo (Pb) possui número atômico 82 e densidade $11,35 \text{ g cm}^{-3}$, o cromo (Cr) possui número atômico 24 e densidade $7,18 \text{ g cm}^{-3}$. Segundo Malavolta (1994), os metais pesados tóxicos Cd, Pb e Cr causam toxidade para maioria das plantas em concentrações que variam de 3 a 8 mg kg^{-1} para o cádmio, de 100 a 400 mg kg^{-1} para o chumbo e de 75 a 100 mg kg^{-1} para cromo.

Figura 21 - Teor de Pb disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) e em cinco épocas de coleta.

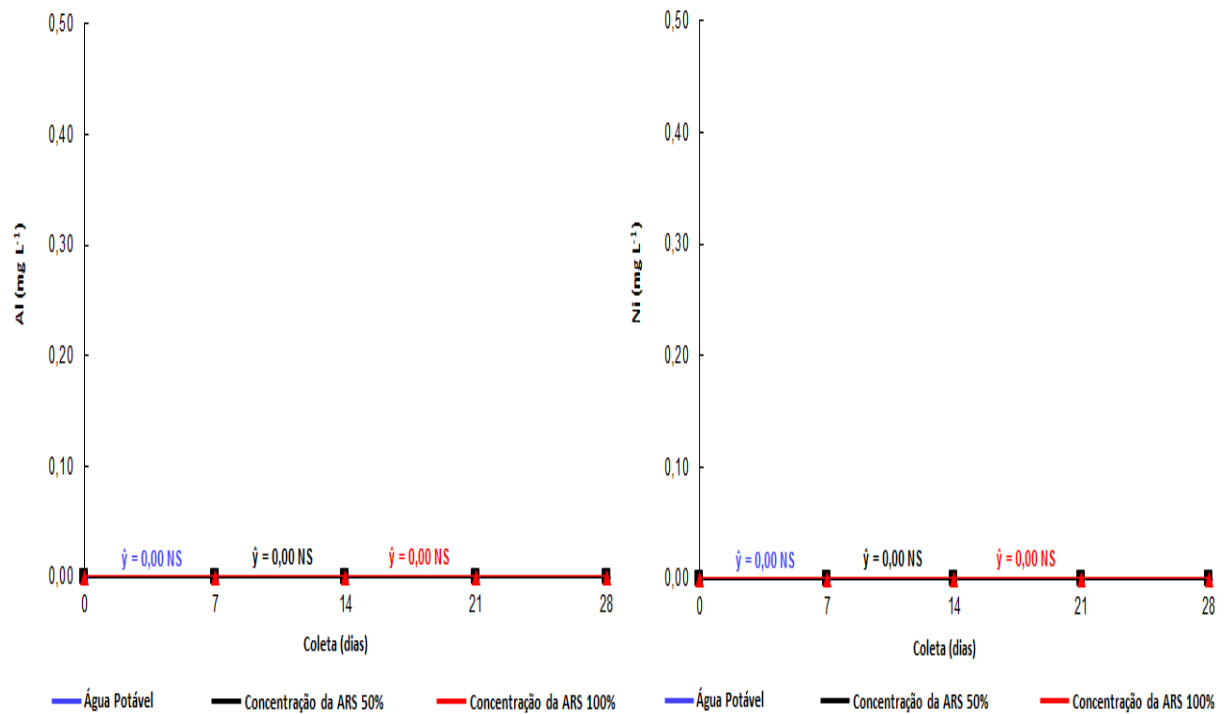


Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

Os elementos tóxicos Al e Cr, assim como o Ni e Cu nas ARS tiveram seus valores abaixo do limite de detecção do equipamento de leitura, por isso, os valores expressados não foram significativos em todas as coletas (Figuras 22 e 23), bem como não foi possível detectar o efeito nas diferentes concentrações de ARS.

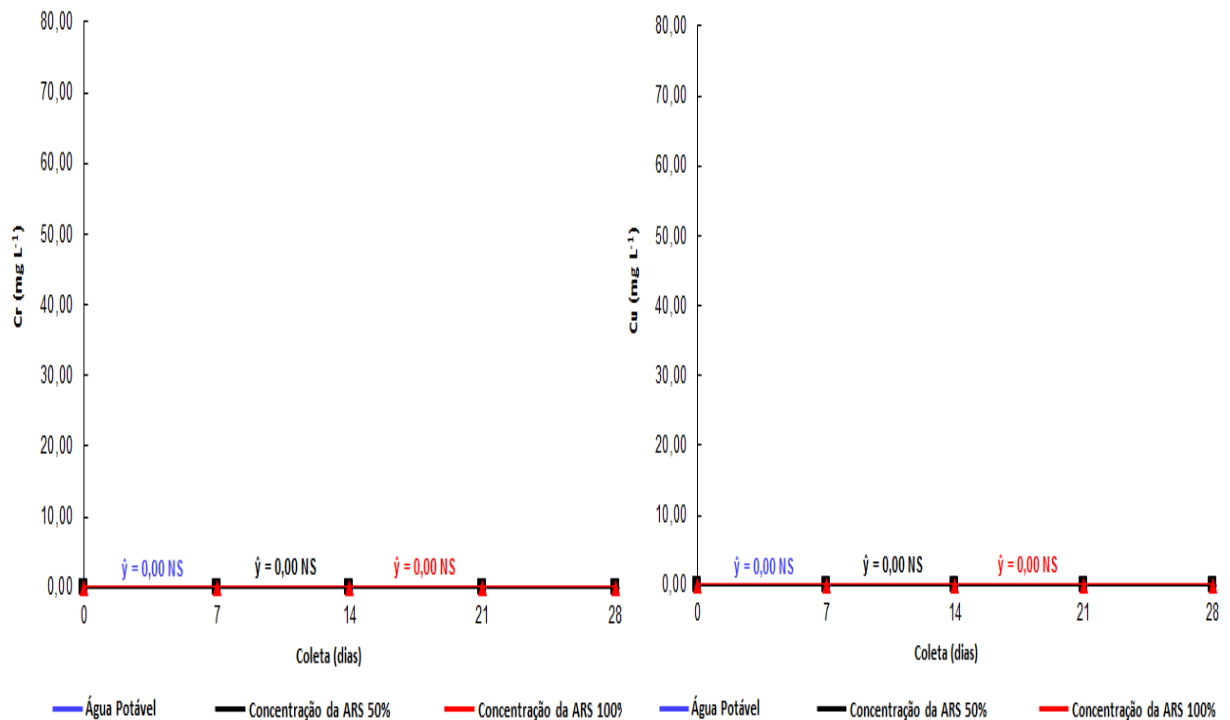
Figura 22 - Teores de Al e Ni disponíveis (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

Figura 23 - Teores de Cr e Cu disponíveis (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



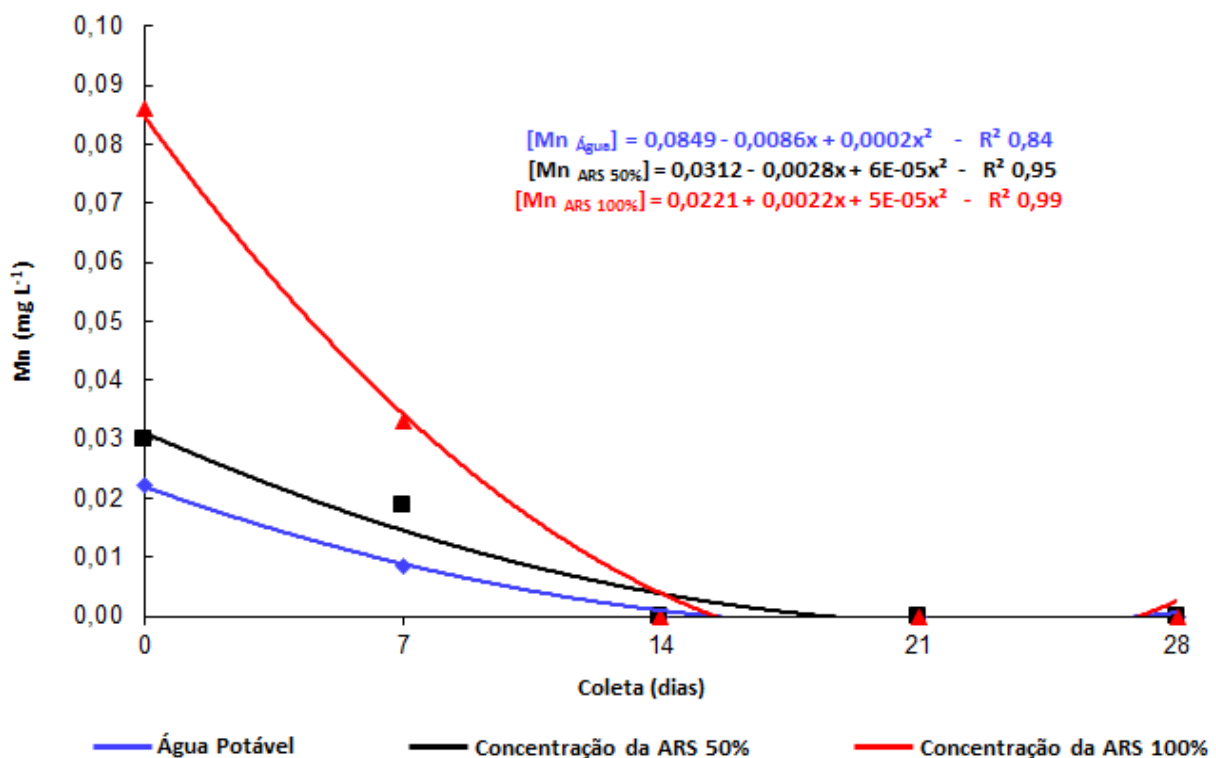
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

Os teores de Mn independente da sua concentração foram reduzidos a zero a partir do décimo quarto dia (Figura 24), isso mostra que o Mn é um elemento essencial e com efeitos marcantes na nutrição das mesmas. Mesmo contendo alguns metais pesados, mas as ARS se manejadas e tratadas tem um grande potencial nutricional, pois estas contêm macro e micronutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, ferro, zinco, cobre e outros, que podem contribuir para redução da aplicação de fertilizantes nas lavouras.

O Mn é um dos nutrientes requeridos para o crescimento normal das plantas, apresentando-se como efeitos marcantes na nutrição da mesma, tanto no ponto de vista de deficiência como no ponto de vista de toxicidade, causando ambos os efeitos perdas significativas nas produções a serem cultivadas (FERREIRA et al., 2001)

Figura 24 - Teor de Mn disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) e em cinco épocas de coleta.



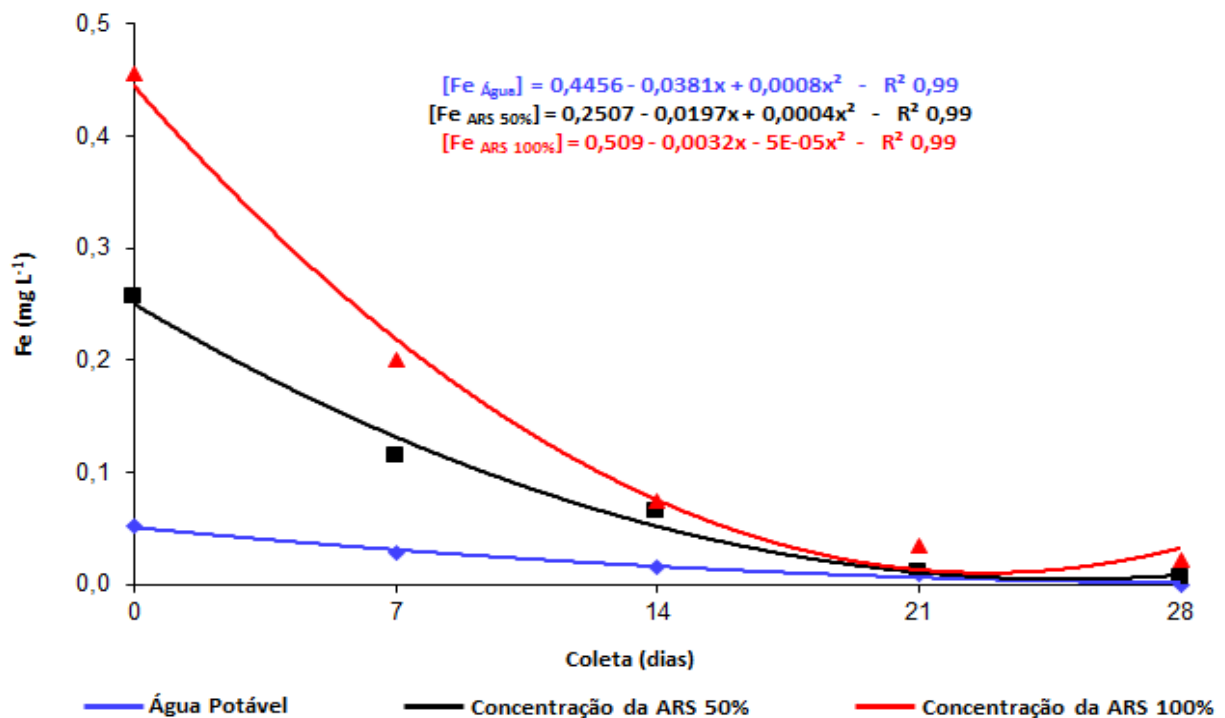
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

O teor de Fe foi superior na ARS de 100%, porém nos três tratamentos notou-se aos 21 dias após a implantação do experimento (Figura 25), que os teores de Fe na solução ficaram próximos de zero, indicando assim, absorção de Fe pelo aguapé. Na camada arável, solos com teores de Fe de 50 g kg^{-1} contém cerca de 130 toneladas do nutriente num hectare.

Apesar disso, nessas condições, podem ocorrer casos de deficiência em Fe, uma vez que, grande parte não se encontra disponível as plantas (FERREIRA et al., 2001).

Figura 25 - Teor de Fe disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



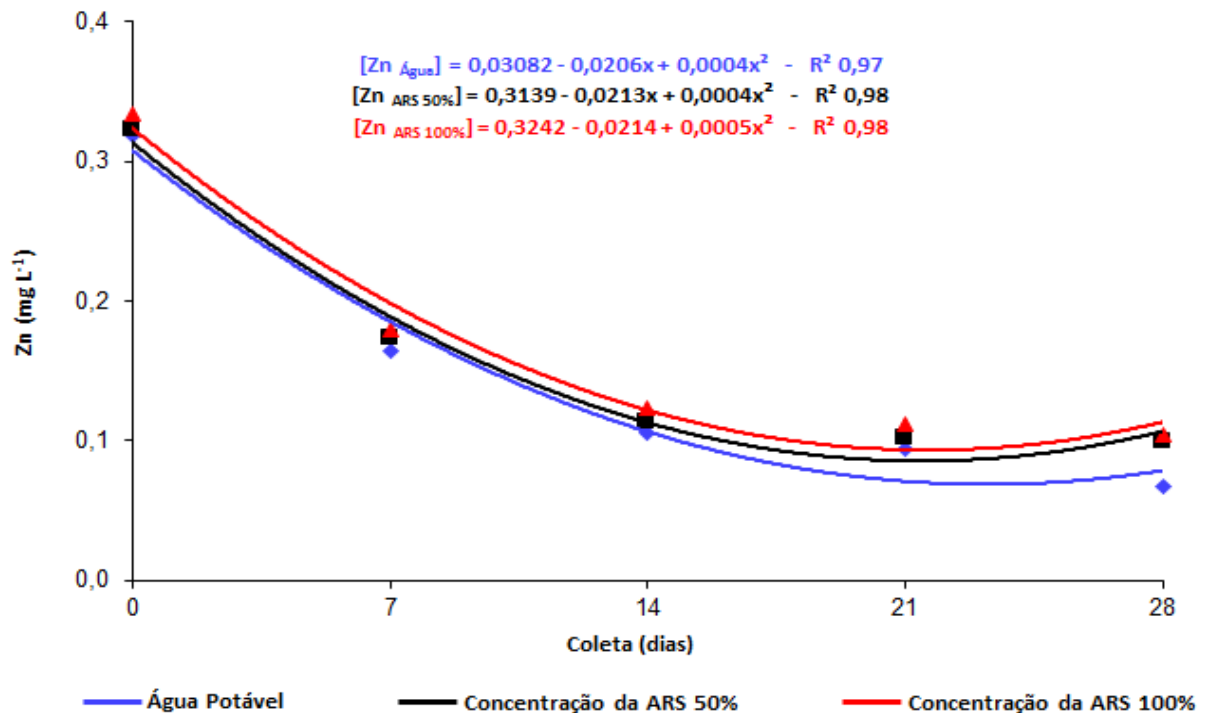
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Unesp (2018)

O teor de Zn na solução foi semelhante para os tratamentos com ARS ao longo do tempo de cultivo de aguapé, porém nos três tratamentos verificaram-se próximo dos 21 dias após a implantação do experimento, as menores concentrações de Zn (Figura 26). Entretanto, ressalta-se que este micronutriente é o que mais comumente causa deficiência em plantas no Brasil e no Mundo.

A eficiência média na utilização de nutrientes pelos suínos é de 29% para o N e P, e 6% para o K. São excretados pelos animais 40 a 60% do N, 50-80% do Ca e P, e 70-95% do K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe, fornecidos pela ração (PERDOMO; CAZZARÉ, 2001). Isto explica a maior disponibilidade de nutrientes obtida na ARS com 100% de concentração.

Figura 26 - Teor de Zn disponível (mg L^{-1}) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.
Fonte: Unesp (2018)

4.1.3 Análises físico-químicas

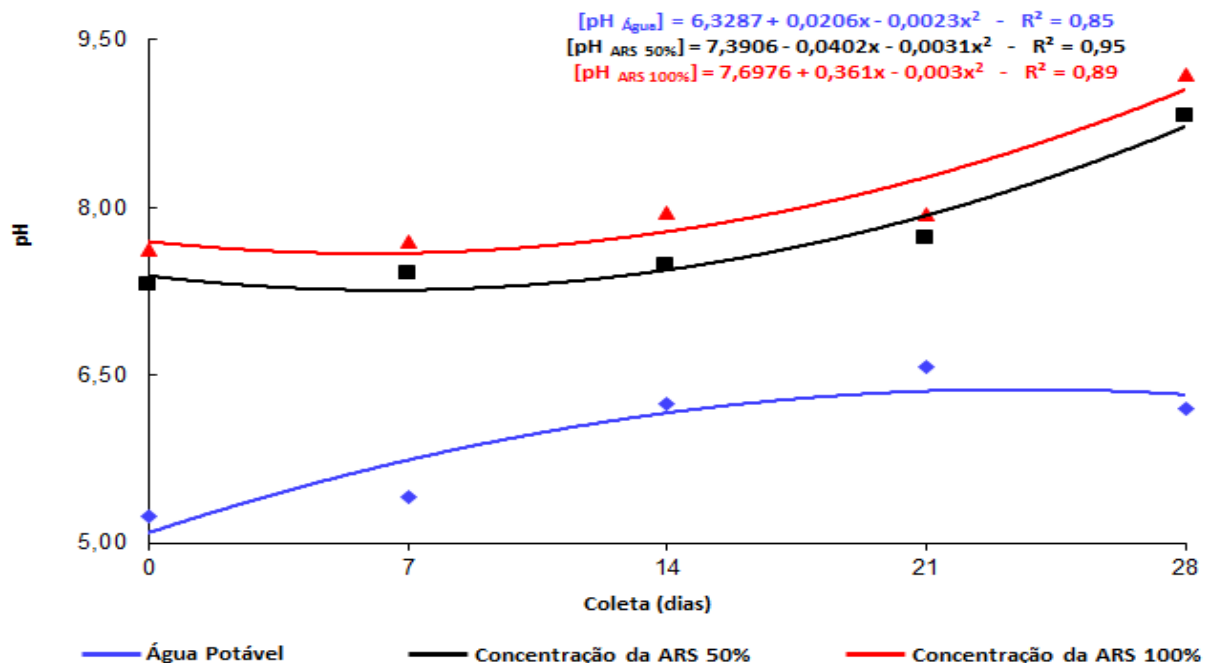
O pH das ARS de 50% e 100% apresentaram a partir do sétimo dia até o vigésimo primeiro dia, aumento relativo com o passar das semanas (épocas), oscilando o pH entre 7,3 e 7,9 (Figura 27), mas a estabilidade na reta final não se manteve e passou de 8,0 na data da retirada das plantas. O aumento do valor de pH descrito tem a ver com o aumento da absorção de nutrientes aniônicos, como de N-NO_3^- (indicando que houve a nitrificação prévia de parte do N-NH_4^+), fósforo e sulfato, os quais liberam OH^- no meio, que reagem com H^+ formando H_2O . Ou seja, ao diminuir a concentração de H^+ , o pH do meio aumenta.

Para o tratamento com água potável, o pH no início da instalação do experimento estava próximo a 5 e com o passar dos dias, constatou-se aumento gradativo até os 28 dias, ficando próximo ao pH 6,5. O pH pode ser benéfico ou maléfico para o desenvolvimento da planta, podendo assim influenciar na absorção de elementos essenciais, úteis e tóxicos para a sobrevivência e manutenção das plantas, sendo este o fator de maior importância no controle da absorção de nutrientes pelas plantas, o que de certa forma explica os resultados

decrecentes obtidos para disponibilidade dos micronutrientes catiônicos Mn, Fe e Zn (Figuras 24, 25 e 26).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais ocorre 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).

Figura 27 - pH nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



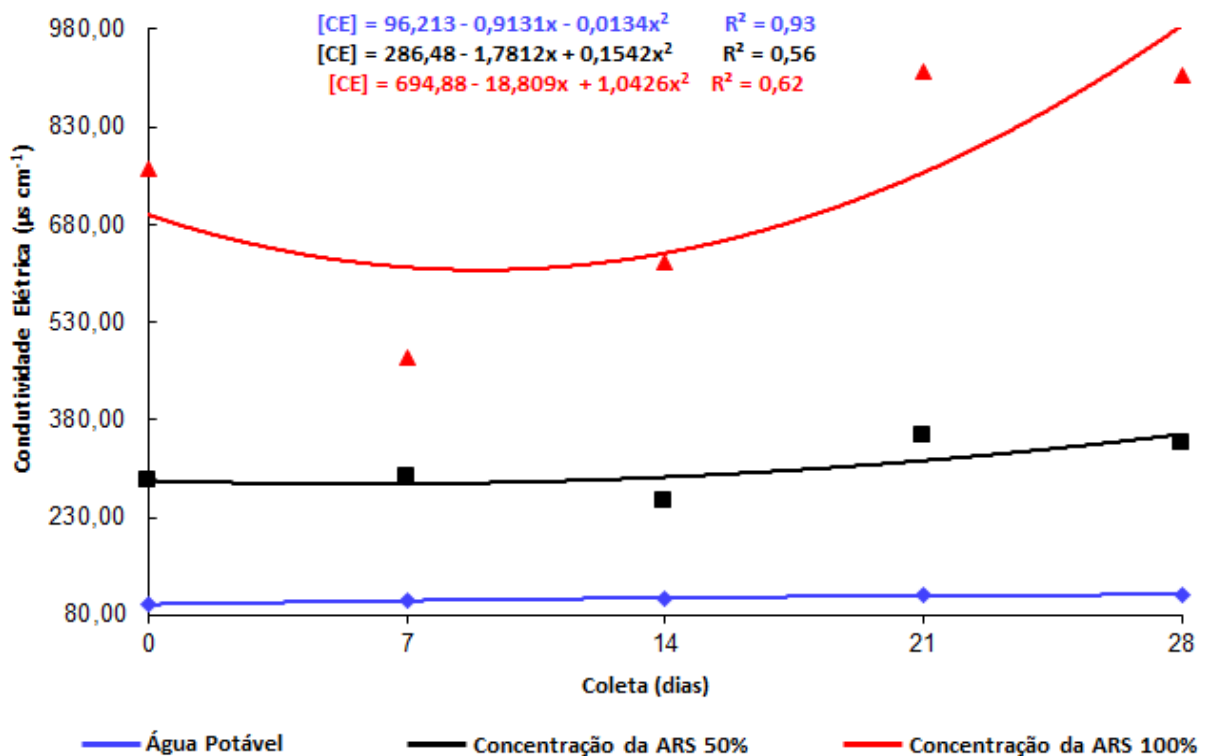
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.
Fonte: Autor, 2018.

De acordo com as Figuras 27 e 28, observa-se que houve aumento do pH e da condutividade elétrica no decorrer do tempo de avaliação. Mesmo com absorção de água pelo aguapé, e considerando também a alta taxa de evapotranspiração e evaporação direta, consideramos que esse aumento foi ocasionado pela concentração de bases na ARS, o que pode ter sido ocasionado pela absorção dos nutrientes pelas plantas, e conseqüentemente, o aumento do pH e da condutividade elétrica.

Em vias de regra a concentração de elementos como K e Na nas épocas de avaliação contribuiriam para a elevação da condutividade elétrica (Ce) também nas épocas de acordo com a concentração de ARS (Figura 28). Quanto maiores a presença de íons condutores de

eletricidade maior será a condutividade elétrica de uma solução. Assim, o aumento da condutividade elétrica está associado à concentração da ARS.

Figura 28 – Condutividade elétrica (CE) ($\mu\text{s cm}^{-1}$) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Autor, 2018.

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), sendo assim a figura 28 demonstra essa condutividade apresentada por Brigante.

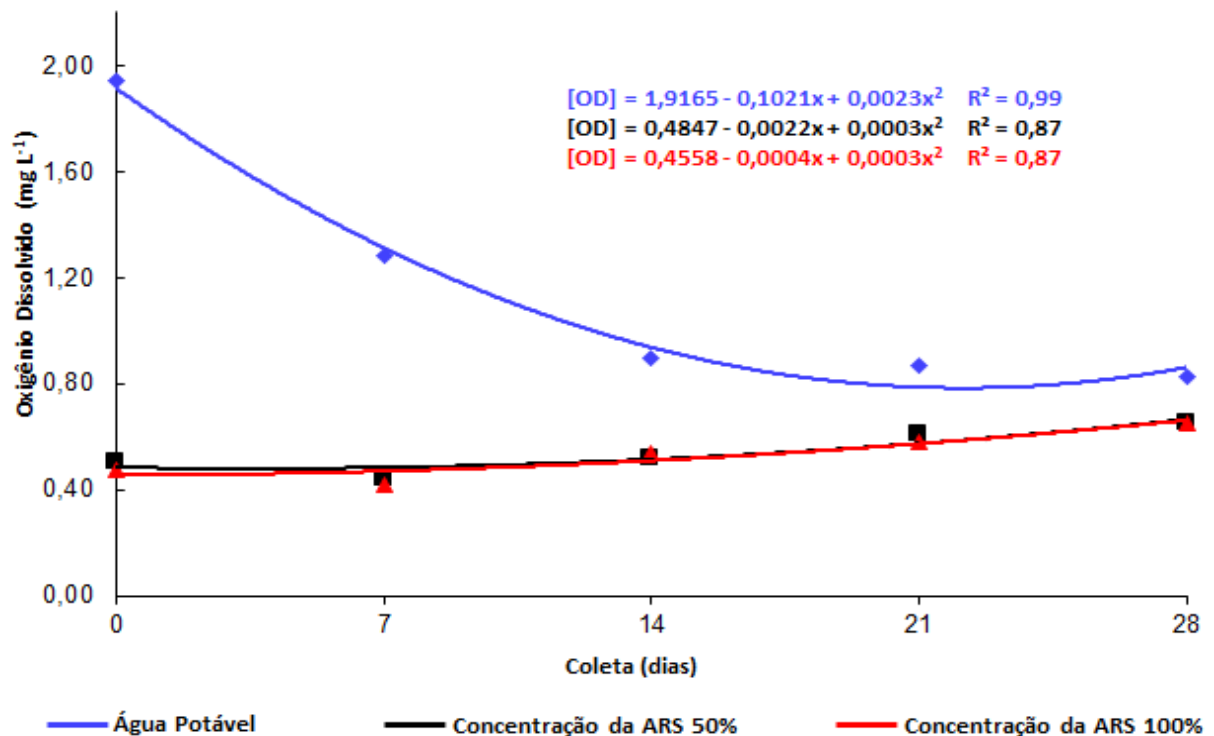
Na Figura 29 constam os dados com os valores de O_2 dissolvido na ARS em função da concentração da ARS. O oxigênio dissolvido (OD) é vital para os seres aquáticos aeróbios, sendo que seu nível de disponibilidade na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica e a quantidade produzida no próprio corpo hídrico por meio dos organismos fotossintéticos, em águas poluídas ou águas eutrofizadas (VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

A concentração de O_2 da ARS diminuiu no tratamento testemunha no decorrer do tempo (de 0 a 28 dias), sendo mais evidente quando comparado com os tratamentos com 50%

e 100% de ARS, cujo OD aumentou ligeiramente (Figura 29). A queda do OD no decorrer do experimento pode indicar a estabilização da matéria orgânica pelos microrganismos aeróbios. Isto pode caracterizar também o início da fase anaeróbia (SILVA et al 2005).

A velocidade de consumo de O₂ dissolvido em meio aquoso poluído está sujeito às alterações dependentes da temperatura, pH e do tipo de material orgânico ou inorgânico presente (HERMES; SILVA, 2004). Vale ainda lembrar que não existiu oxigenação artificial das ARS em nenhum tratamento. Também não houve precipitação durante a realização do experimento, a umidade relativa do ar teve média de 47,1% e a temperatura de 25 °C.

Figura 29 – Oxigênio dissolvido (OD) (mg L⁻¹) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) em cinco épocas de coleta.



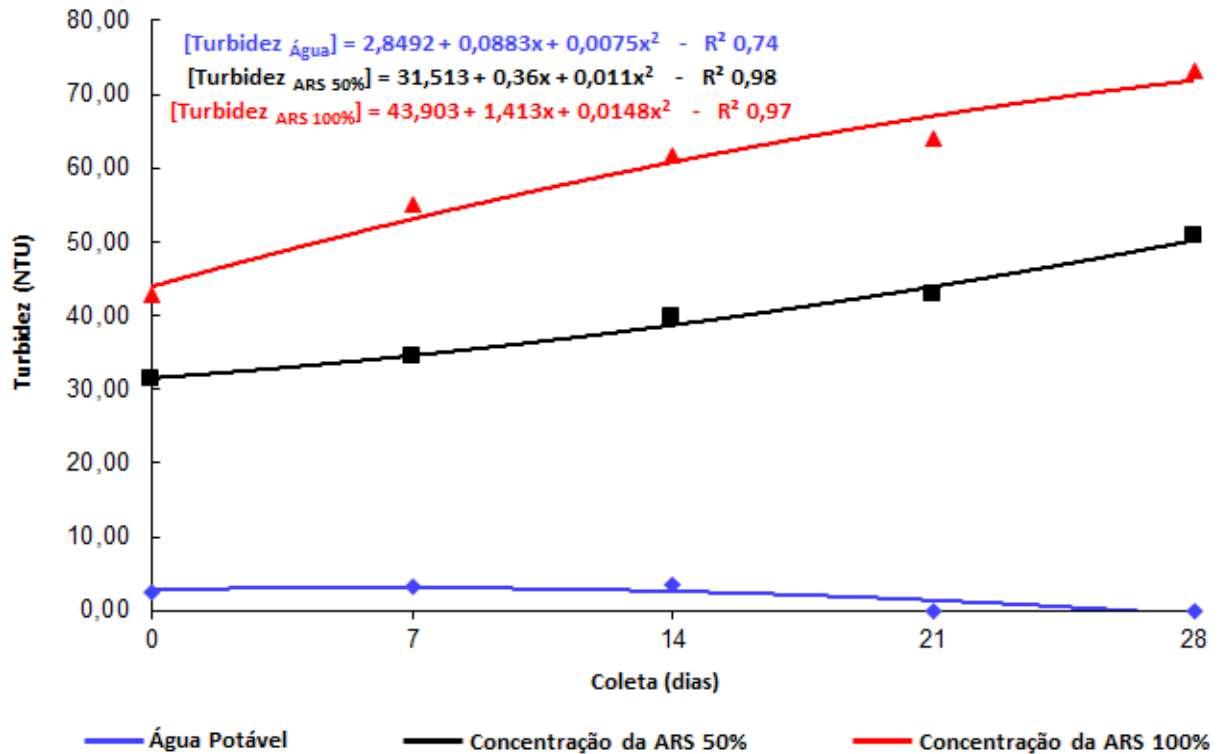
Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo. Presidente Prudente, SP, 2018.
Fonte: Próprio autor.

Em relação ao parâmetro OD, no decorrer do período observado (23 dias), houve inicialmente um aumento do OD no tanque com aguapés. Posteriormente os valores de OD praticamente não variaram ficando em torno de 1 mg, sendo as medidas feitas sempre as 7 horas da manhã.

A turbidez na água potável teve um ligeiro aumento e depois uma queda acentuada voltando aos padrões iniciais, isso se deve ao fato de as raízes do aguapé conter particular sólidas aderidas no seu entorno, que foram trazidas do local de origem e quando inseridos na

água limpa se soltaram fazendo com que a mesma ficasse turgida. Por outro lado, nas ARS de 50% e 100% verificou-se aumento na turbidez com o passar dos dias de cultivo do aguapé (Figura 30).

Figura 30 - Turbidez (NTU) nos tratamentos com ARS (concentrações de 0, 50 e 100%) e em



cinco épocas de coleta.

Nota: Ajustes significativos ($p < 0,01 < 0,05$); ns = não significativo.

Fonte: Próprio autor.

Este incremento na turbidez descrito pode ser devido as partículas aderidas as raízes e também a concentração da ARS nos tratamentos, pois não houve reposição, lembrando que esse material particulado tem a tendência de ir para o fundo do recipiente, pois o mesmo não era aerado entre as coletas. Mas no momento da amostragem, a homogeneização era realizada antes da coleta, o que ocasiona os sólidos em suspensão, além do que o experimento foi conduzido em ambiente desprotegido o que pode eventualmente ter sido atingido por partículas suspensas no ar e depositadas nas mesmas com ventos e outros fatores ambientais.

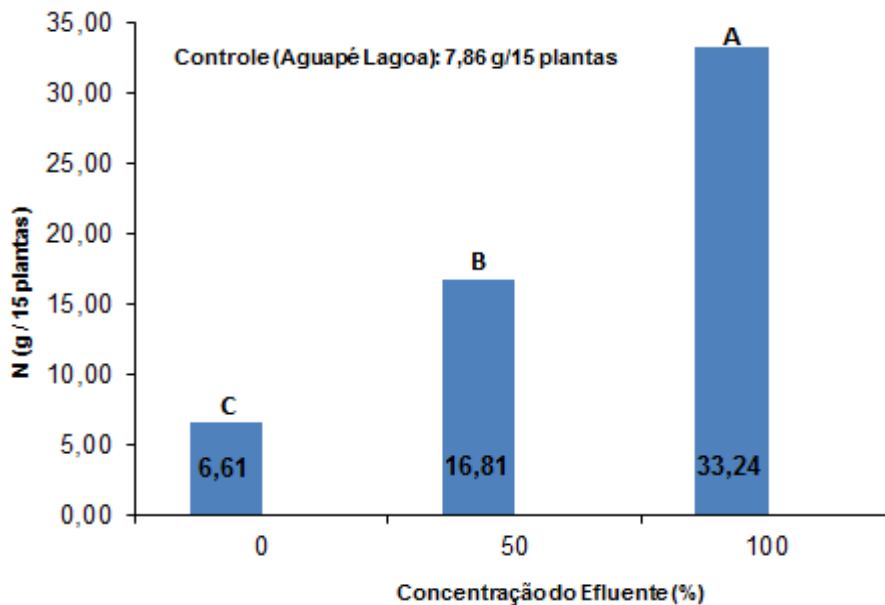
4.2 ANÁLISE QUÍMICA DO TECIDO VEGETAL

4.2.1 Macronutrientes e sódio (Na)

Os aguapés se desenvolveram satisfatoriamente nos tratamentos com ARS. Com relação ao acúmulo de N na matéria seca do aguapé (Figura 31), constatou-se maior acúmulo deste nutriente na concentração de 100% da ARS, seguida pela concentração de 50%. O menor acúmulo de N foi obtido no tratamento com água potável. Provavelmente, as plantas deste último tratamento apresentavam uma reserva de N adquirida ainda na represa de onde foram coletadas, mas com o passar do tempo, com o desenvolvimento do aguapé, essa concentração de N diminuiu e, acabaria, por afetar, o crescimento das plantas.

O N é o nutriente que apresenta os efeitos mais expressivos no crescimento e produção. Tem grande importância como constituinte de moléculas de proteínas, enzimas, coenzimas, ácidos nucleicos e citocromos, além de apresentar importante função como integrante da molécula de clorofila (MALAVOLTA et al., 1997).

Figura 31 – Acúmulo de N total (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

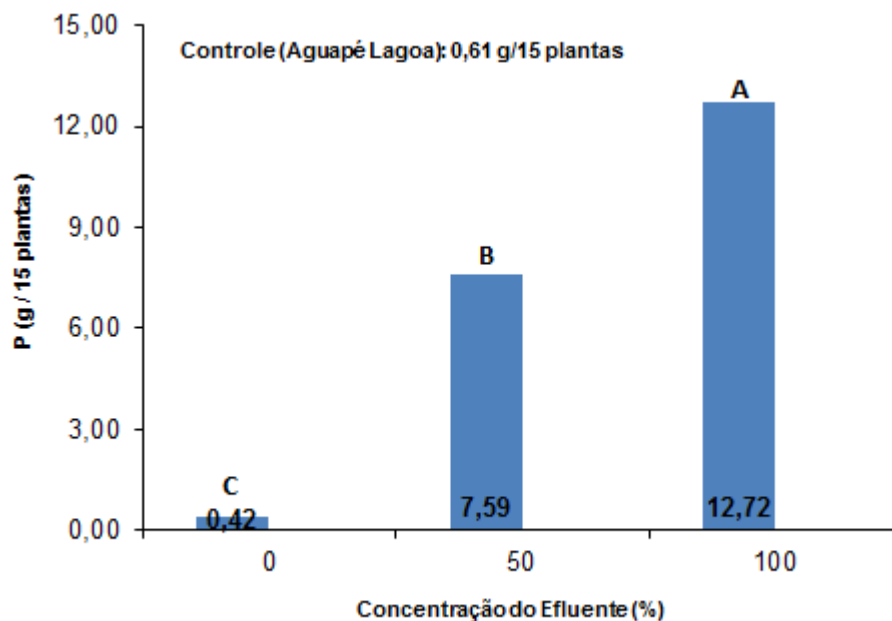


Fonte: Unesp (2018b).

A espécie vegetal mais citada na literatura científica visando a remediação de águas residuárias e/ou efluente é o 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).

Altas concentrações de N e P na ARS, essa disponibilidade em abundância faz com que a planta absorva a quantidade necessária ou até mais (consumo de luxo) para seu pleno desenvolvimento. Sendo assim provavelmente, a alta concentração destes nutrientes estimulou o maior desenvolvimento das plantas, proporcionando condições para que as mesmas aumentassem a massa da matéria seca (Figura 39). No entanto, o acúmulo de P no tecido foi gradativo de acordo com o incremento concentração de ARS no meio em que as plantas estavam inseridas (Figura 32), e as concentrações e absorções tiveram diferenças significativas entre elas, sendo que como na maioria dos nutrientes analisados neste trabalho.

Figura 32 - Acúmulo de P (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).



Fonte: Unesp (2018b).

Analisando o acúmulo de K e Na na matéria seca do aguapé (Figuras 33 e 34), assim como para os acúmulos de N e P, constatou-se que os tratamentos diferiram entre si, e novamente ARS na concentração de 100% foi superior aos demais, seguida pela ARS na concentração de 50%, a qual foi superior à testemunha.

Para as plantas cultivadas em água “testemunha”, o acúmulo de K teve um aumento de 319%, com uma média nas repetições de 8,81 g kg⁻¹. O acúmulo de Na aumentou em 351%, com uma média nas repetições de 2,21 g kg⁻¹.

Já as plantas cultivadas em diluição de 50% da ARS, o acúmulo de K teve um aumento de 193%, apresentando uma média nas repetições de 29,19 g kg⁻¹ e o Na um acúmulo de 299%, com uma média nas repetições de 8,38 g kg⁻¹.

Para a concentração de 100% de “ARS” as plantas apresentaram um acúmulo de K com aumento de 298%, apresentando uma média nas repetições de 39,67 g kg⁻¹ e o Na um acúmulo de 596% , com uma média nas repetições de 14,61 g kg⁻¹.

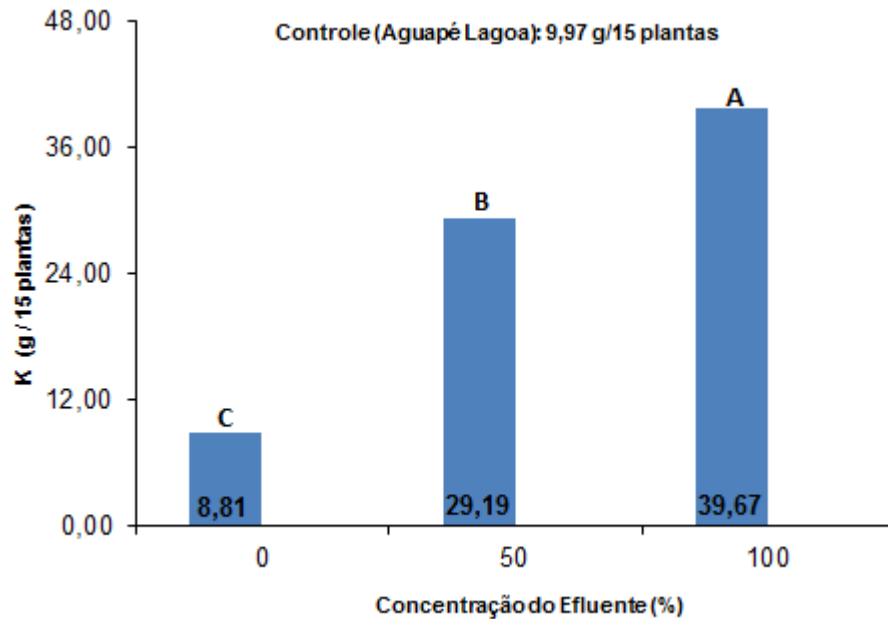
Verifica-se assim, que os aguapés submetidos aos tratamentos com 0, 50 e 100% de diluição ARS apresentaram diferença estatística nos acúmulos de K, no entanto quando analisado o Na nas mesmas proporções de diluições, estas diferenças são mais expressivas numericamente. Os elementos Na e K foram absorvidos em quantidades altas nos diferentes tratamentos, mas se observamos em relação as plantas coletadas como tratamento testemunha e controle, verificou-se que estas absorções foram ainda mais expressivos.

Para Wetzel (1993) a distribuição espacial e temporal do 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 e Roth (1997) relataram 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 1000 mg L⁻¹.

Dessa forma, a capacidade adaptativa do aguapé proporcionou condições para que a planta se adaptasse ao meio em que foi inserida, dando destaque especial a concentração do tratamento com 100% da ARS. Os resultados obtidos corroboram e também evidenciam que não houve diminuição expressiva da quantidade de K nos tratamentos em relação à lagoa e tampouco entre as épocas de coleta (SPÓSITO, 2013).

A extração de Na varia de acordo com a quantidade de aguapés distribuídos na ARS, no entanto o aumento de Na no tecido da planta nos tratamento de 50 e 100% de ARS é considerável e indica a eficiência da fitorremediação para esse elemento, o qual em altas concentrações causa toxidez para a maioria das plantas e também para os ambientes.

Figura 33 - Acúmulo de K (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

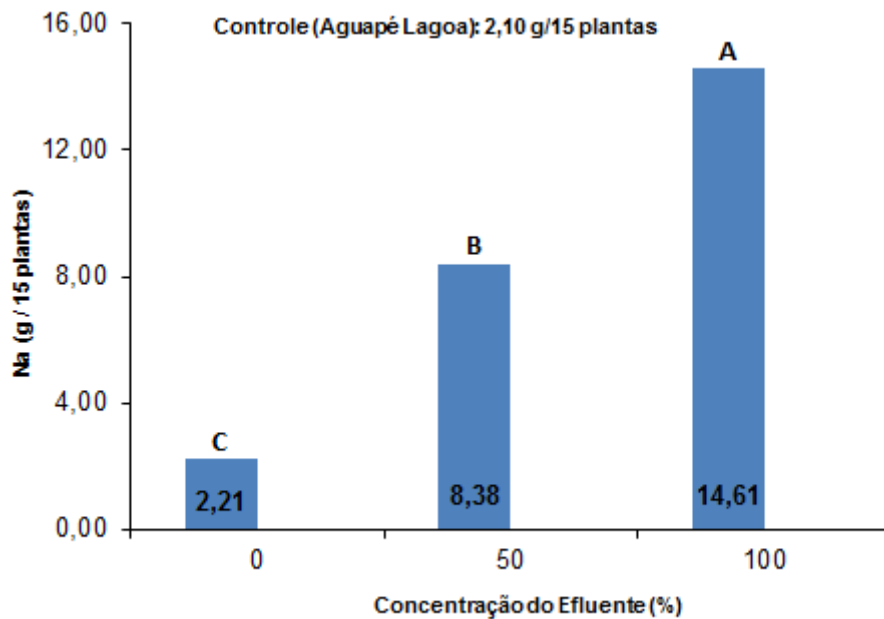


Fonte: Unesp (2018b).

O Na é classificado como útil, entretanto, sob algumas circunstâncias o Na pode substituir o K em situação extraordinária. 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 (*Beta vulgaris*). A substituição do K foi da ordem de 98% e nenhuma injúria ao tecido vegetal foi verificado por estes autores.

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

Figura 34 - Acúmulo de Na (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

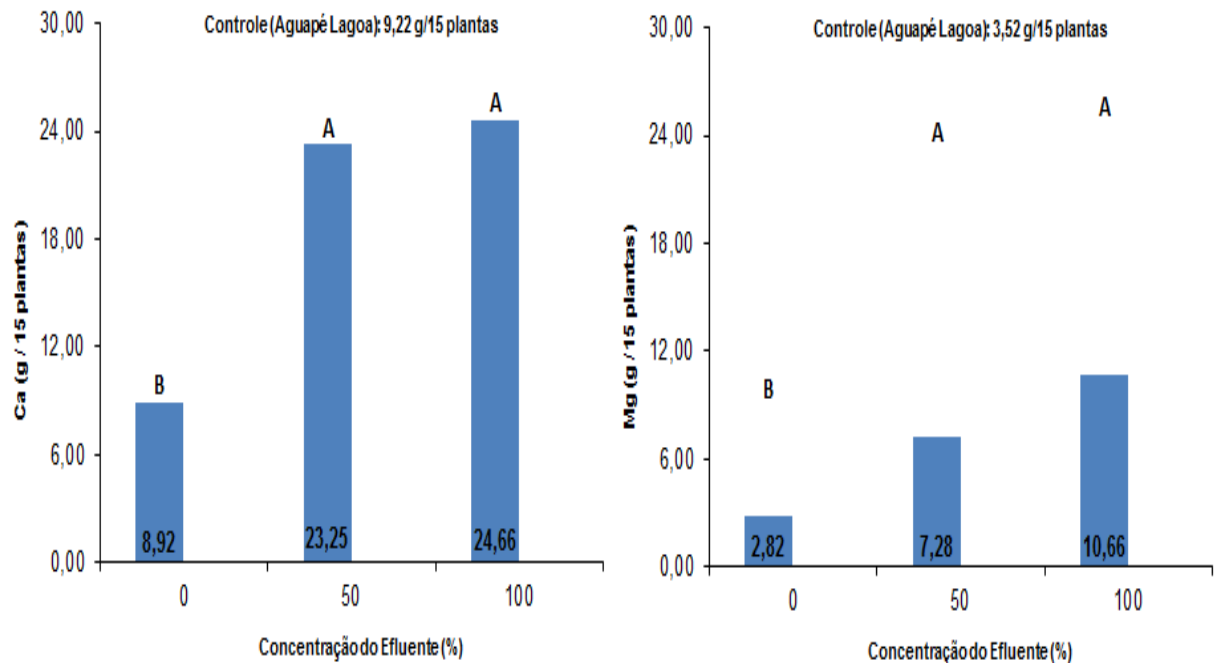


Fonte: Unesp (2018b).

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 mg L^{-1} (SINGH et al., 1984).

Epstein e Bloom (2006) citaram que quando uma planta é exposta a concentrações externas altas 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 Figura 35, 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 da ARS, nos respectivos tratamentos. Além disso, ao se interpretar a Figura 19, entende-se que houve aumento da disponibilidade de Ca na última época avaliada, o que coincidiu com a coleta de plantas. Assim sendo, o aguapé foi capaz de responder, pois a solução ficou concentrada com o passar dos dias, já que não houve reposição das mesmas.

Figura 35 - Acúmulos de Ca e Mg (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

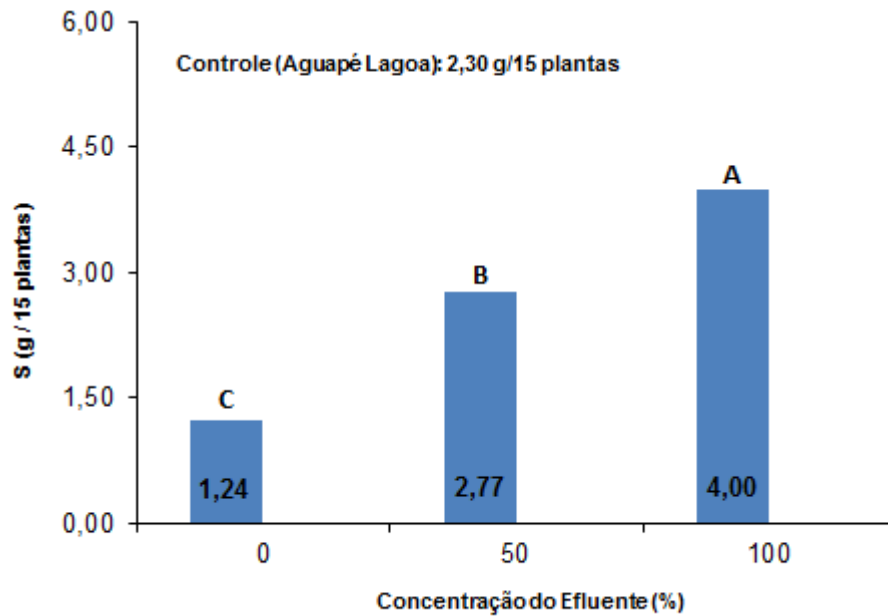


A eficiência média na utilização de nutrientes pelos suínos é de 29% para o N e P, e 6% para o K. São excretados pelos animais 40 a 60% do N, 50-80% do Ca e P, e 70-95% do K, Na, Mg, Cu, Zn, Mn e Fe, fornecidos pela ração (PERDOMO; CAZZARÉ, 2001). Isto explica a grande disponibilidade nas ARS.

Provavelmente, também ocorreu diluição do nutriente no tecido vegetal em virtude do maior crescimento das plantas associado com a redução na disponibilidade de Mg na ARS no decorrer das semanas e concentração pela falta de reposição. Por isso, quanto maior o estímulo para crescimento maior a exigência de Mg no tecido (Figura 35) e redução da disponibilidade deste na solução.

Em relação ao acúmulo de S nas plantas de aguapé (Figura 36), verificou-se novamente que os tratamentos diferiram entre si, com ARS na concentração de 100%, proporcionando maior acúmulo de S que os demais, seguida pela ARS na concentração de 50%, a qual foi superior à testemunha. Isto se deve a maior disponibilidade de $S-SO_4^{-2}$ na ARS 100% e, conseqüentemente, a maior absorção deste nutriente aniônico, que é essencial para estrutura de proteínas (MALAVOLTA et al., 1997).

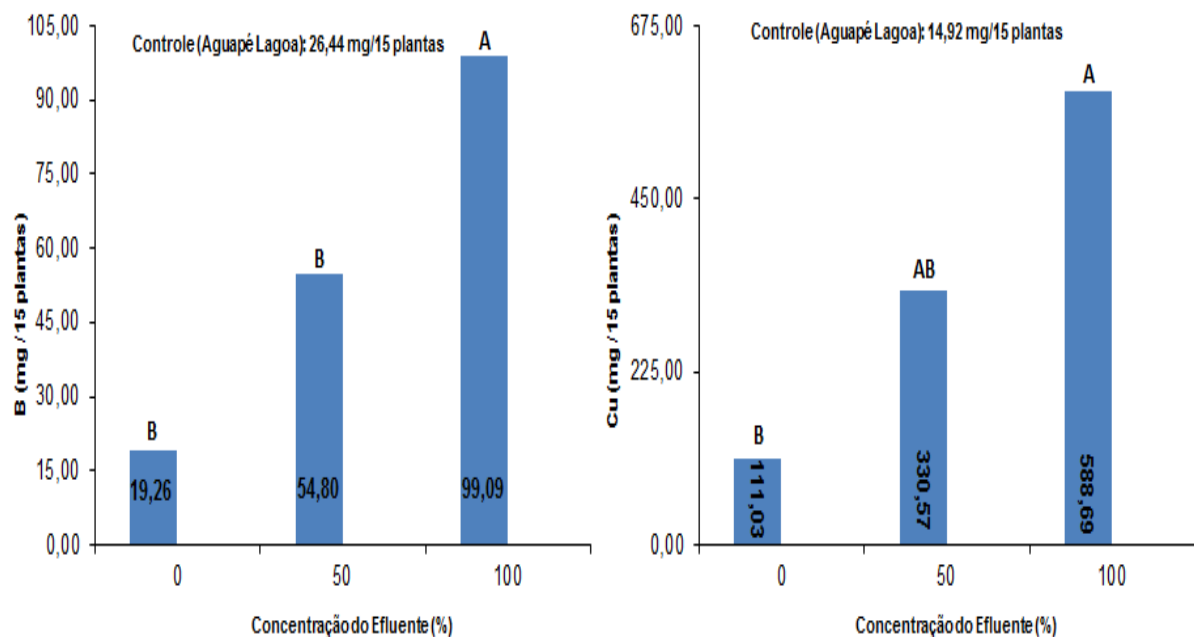
Figura 36 - Acúmulo de S (g por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).



Fonte: Unesp (2018b).

Para os acúmulos de B e Cu nas plantas de aguapé (Figura 37), a ARS 100% também se sobressaiu em relação ao sobressaiu como para os macronutrientes e o Na, porém o acúmulo de Cu na concentração de 50% da ARS foi semelhante ao da concentração de 100% da ARS.

Figura 37 - Acúmulos de B e Cu (mg por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).



Fonte: Unesp (2018b).

A presença de matéria orgânica fornece cargas negativas ao solo e estas cargas atuam mantendo adsorvidos ao solo elementos de nutrientes catiônicos, como Cu e Zn, que, conseqüentemente, terão sua mobilidade reduzida em perfis de solo. Ainda, Segundo Paganini et al. (2004), a fração orgânica do solo pode complexar grande quantidade de Zn, microrganismos podem ainda ser temporariamente imobilizado quando adicionados matéria orgânica ao solo.

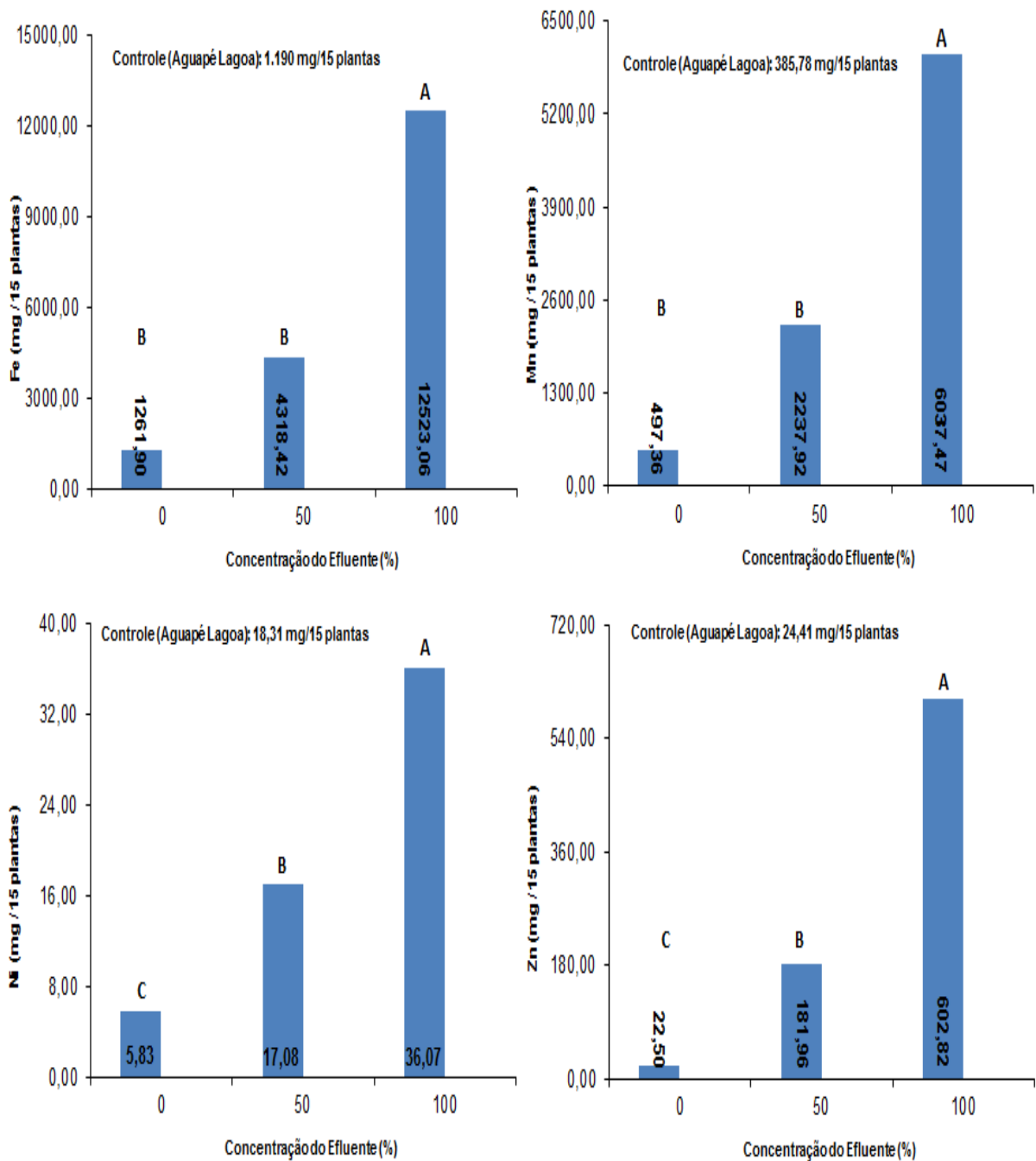
A liberação da área para aplicação de dejetos brutos ou tratados deve atender primeiramente ao critério de o solo não estar contaminado com Cu e Zn, de acordo com os teores limites de 450 e 250 mg kg⁻¹, respectivamente, estabelecidos pela Resolução CONAMA (2009) número 420. Lembrando que a CETESB (2005) estabeleceu valores mais restritivo para o Cu (200) e menos restritivo para o Zn (450), sendo que para os teores de Cu (Figura 23) não foi detectado pelo aparelho na análise da ARS, no entanto sua absorção e acúmulo no tecido foi satisfatória. Com relação ao Zn (Figura 26), suas concentrações foram menores que o recomendado pela legislação CETESB e sua absorção também foi gradativa de acordo com o aumento da concentração da ARS.

Ressalta-se que os maiores acúmulos de Fe, Mn, Zn e Ni no aguapé foram constatados na ARS com 100% de concentração (Figura 38), entretanto, para o Fe e Mn, a ARS de 50%

não difere do acúmulo destes micronutrientes observados no cultivo do aguapé apenas em água potável.

Alguns metais que foram identificados nas análises apresentaram redução na sua concentração na ARS mesmo quando a solução ficou mais concentrada como no caso do Mn (Figura 24), Fe (Figura 25) e o Zn (Figura 26), esses micronutrientes tiveram reduções em todos os tratamentos.

Figura 38 - Acúmulos de Fe, Mn, Zn e Ni (mg por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

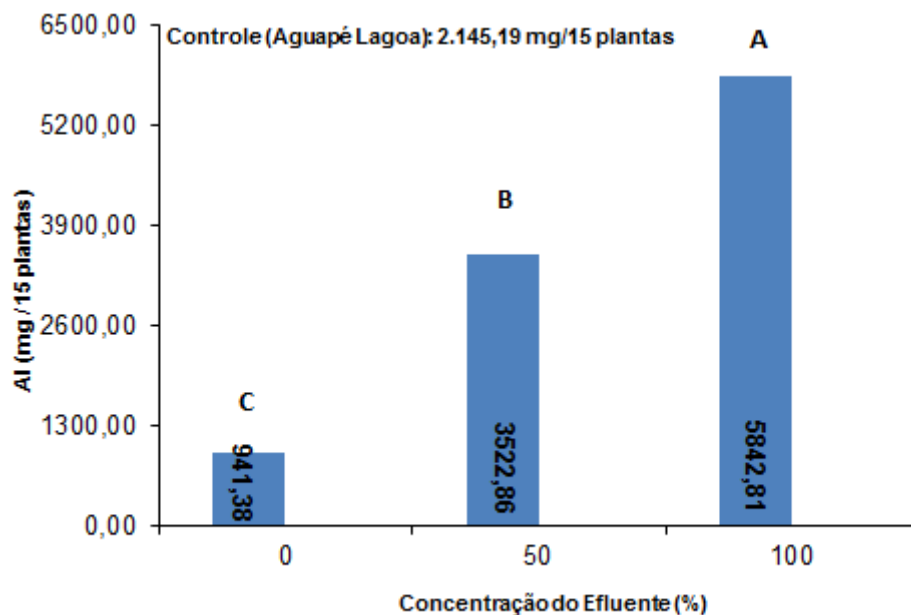


Fonte: Unesp (2018b).

Os resultados verificados de certa forma confirmam que 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 absorção 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 et al., 2009).

Pode-se perceber que houve maior concentração de Al conforme o aumento da concentração da ARS, resultado semelhante ao observado para o Na, Ni e os nutrientes avaliados. Segundo Miguel et al. (2010), solos ácidos com presença de alumínio limitam a produtividade, reduzindo o desenvolvimento das plantas, reduzindo o crescimento do sistema radicular, impedindo a obtenção de água e nutrientes pelos vegetais nas zonas mais profundas, devido às suas raízes superficiais. No entanto, tal prejuízo no desenvolvimento das raízes e crescimento do aguapé não surtiu efeito em nenhum dos tratamentos, em termos visuais.

Figura 39 - Acúmulo de Al (mg por 15 plantas) no aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).

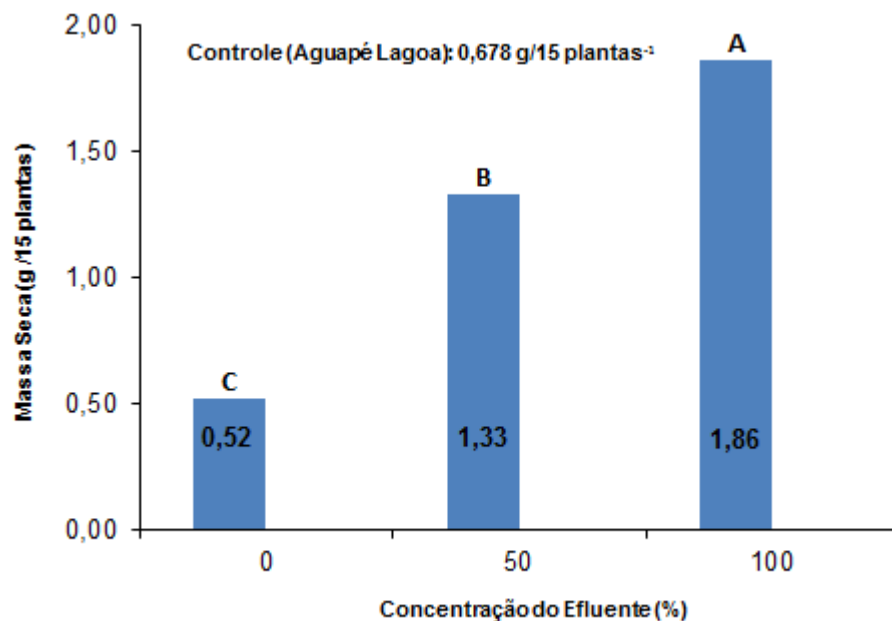


Fonte: Unesp (2018b).

O cultivo de aguapé com 100% de ARS proporcionou o maior desenvolvimento desta macrófita aquática, o que pode ser constatado pelo maior acúmulo de matéria seca (Figura

40), reduzindo gradativamente conforme vai diminuindo a concentração da ARS. Isto se deve ao fato do aguapé ter absorvido mais nutrientes, o que se refletiu em maior crescimento e produção de matéria seca. Portanto, o cultivo desta macrófita aquática é mais interessante em uma solução com maior concentração de nutrientes, mesmo que se tenha maior concentração de Al e Na, e menor disponibilidade O₂. Ou seja, o aguapé se beneficia nutricionalmente ao fazer o polimento da ARS, e assim se manejado corretamente, pode trazer benefícios aos mananciais eutrofizados.

Figura 40 – Acúmulo matéria seca (g por 15 plantas) do aguapé em função das ARS (0, 50 e 100%).



Fonte: Unesp (2018b).

O aguapé é uma planta com elevada capacidade produtiva de biomassa, chegando a produzir 22,17 g m² 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⁻¹ contra apenas 17 kg ha⁻¹ em área não poluída (SRIWASTAVA et al., 1994). Isto significa que os nutrientes absorvidos são convertidos em conteúdo exportável proporcionalmente à biomassa produzida.

Se considerarmos a área das parcelas experimentais e extrapolarmos as produtividades médias de aguapé dos tratamentos em kg ha⁻¹, teremos as seguintes produtividades em cada um dos três tratamentos:

$$T1 = 100\% \text{ de água potável (testemunha): } 6.419,75 \text{ kg ha}^{-1}$$

T2 = 50% de ARS diluídos em 50% de água: 16.419,75 kg ha⁻¹

T3 = 100% de ARS: 22.962,96 kg ha⁻¹

Constatou-se com estes resultados extrapolados para kg ha⁻¹, que a produtividade de massa seca do aguapé no tratamento com 100% de ARS foi 3,58 vezes superior, quando comparado à testemunha apenas com água. Salienta-se assim o quanto esta macrófita aquática se beneficia destas condições de ARS para se desenvolver.

Vale ressaltar que a coleta ou retirada regular de biomassa em excesso, é necessária nesses sistemas para promover o crescimento da planta e aumentar a remoção de nutrientes, pois isto pode 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).

5 CONCLUSÕES

O cultivo de aguapé em 100% de água residuária de suinocultura (ARS) proporcionou maior absorção de nutrientes, desenvolvimento e acúmulo de matéria seca desta macrófita aquática, reduzindo gradativamente conforme vai diminuindo a concentração da ARS.

Recomenda-se o cultivo do aguapé em ARS com maior concentração de nutrientes, mesmo que se tenha maior concentração de Al e Na, e menor disponibilidade O₂. Ou seja, o aguapé se beneficia nutricionalmente ao fazer o polimento da ARS, e assim se manejado corretamente, pode trazer benefícios aos mananciais eutrofizados.

REFERÊNCIAS

- AGNE, S. A. A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 7, p. 720-726, 2014.
- AMARAL, M. C. E.; BITTRICH, V. Lagunhos. **Mini-ecossistemas para escolas e jardins**. Ribeirão Preto: Halos, 2002. 89 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.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Relatório Anual 2016**. São Paulo, 2016. Disponível em: <<http://www.abpa-br.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais/2016>>. Acesso em: 16 mar. 2016.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL - ABPA. **Produção mundial de carne suína**. São Paulo, 2014. Disponível em: <<http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/mercado-mundial>>. Acesso em: 16 mar. 2016.
- BALLEM, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P.; PUJOL, S.; LEAL, A. J. 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: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 21., Gramado. **Anais...** [S. l.: s. n.], 2007.
- BELLI FILHO, P.; CASTILHOS Jr., A. B. de; COSTA, R. H. R. da; SOARES, S. R.; PERDOMO, C. C. Tecnologias para tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, p. 166-170, 2001.
- BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2002. 305 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Legislação Ambiental**. Resolução nº001, de 23 de janeiro de 1986. Brasília, DF, 1986.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA no 20, de 18 de julho de 1986**. Brasília, DF, 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Acesso em: 21 abr. 2018
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução no 420**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas – CONAMA. Brasília, DF, 2009.

- BRANDÃO, V. D. S.; MATOS, A. T. D.; MARTINEZ, M. A.; FONTES, M. P. P. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 3, p. 327-333, 2000.
- BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima, 2003. 255 p.
- CAMARGO, A. F. M.; HENRY-SILVA, G. G.; PEZZATO, M. M. Crescimento e produção primária de macrófitas aquáticas em zonas litorâneas In: HENRY, R. (Ed.) **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos**. São Carlos: Rima, p. 213-232.
- CAOVILLA, F. A.; SAMPAIO, S. C.; SMANHOTTO, A.; NÓBREGA, L. H.; QUEIROZ, M. D.; Gomes, B. M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 7, p. 692-697, 2010.
- CASTRO, R. M. **Estudo comparativo das perdas d'água em mesocosmos colonizados ou não por Aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach)**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista – Unesp, Botucatu, 2008.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DE SÃO PAULO – CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo, 2005.
- COUTINHO, H. D; BARBOSA, A. R. Fitorremediação: considerações gerais e características de utilização. **Silva Lusitana**, Lisboa, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.
- DHANKER, O. P. et al. Engineering tolerance and hyperaccumulation of arsenic in plant by combining arsenate reductase and γ -glutamylcysteine synthetase expression. **Nature Biotechnology**, New York, v. 20, n. 11, p. 1140-1145, 2002
- DINARDI, A. L.; FORMAGGI, V. M.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Fitorremediação. In: DORUM DE CIÊNCIAS CONTÁBEIS, 3., 2003, Rio Claro. **Anais [...]** [S. l.: s. n.], 2003. p. 1-17.
- EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas**. Londrina: Planta, 2006. 403 p.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciências / FINEP, 1998. 574 p.
- FERREIRA, M. E.; DA CRUZ, M. C. P.; VANRAIJ, B.; ABREU, C.A. de. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: Potafós, 2001. 600 p.
- GRANATO, M. **Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos**. Rio de Janeiro: CETEM/CNPq, 1995. v. 5, 39 p. (Tecnologia Ambiental).

GOUVEIA, A. F.; MACRUZ, P. D.; ARAÚJO, J. H. B. Fitorremediação de solos contaminados com Chumbo utilizando *Jatropha curcas* L. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 22., 2014, Florianópolis. **Anais...** São Paulo: Blucher, 2015. p. 8213-8219.

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. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996. Disponível em: http://pos.icb.ufmg.br/pgecologia/dissertacoes/D41_Magda_Karla_Barcelos_Greco.pdf. Acesso em: 18 jun. 2018.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, MG, 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.

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas: tomo I.** 2.ed. São Bernardo do Campo: Basf, 1999.

KISSMANN, K. G. **Plantas infestantes e nocivas.** 2. ed. São Paulo: Basf, 1997. 824 p.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização de dejetos suínos.** Concórdia: EMBRAPA; CNPSA, 1983.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P.A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. **Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para a armazenagem de dejetos de suínos.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. (Comunicado Técnico, n. 361)

LEITÃO JUNIOR, A. M. **Sistema de tratamento alternativo de efluentes utilizando macrófitas aquáticas: um estudo de caso do tratamento de efluentes frigoríficos por *Pistia stratioides* e *Eichhornia crassipes*.** [S. l.: s. n.], 2007.

LINDNER, E. A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina.** Florianópolis: FIESC-IEL, 1999.

LORENZI H. **Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional.** 6. ed. Nova Odessa: Plantarum, 2006. 269 p.

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

MAGGI, C. F.; FREITAS, P. D.; SAMPAIO, S. C. E.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 2, p. 170-177, 2011.

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

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

MARTINS, D.; CARBONARI, C. A.; TERRA, M. A.; MARCHI, S. R. Ação de adjuvantes na absorção e translocação de glyphosate em plantas de aguapé (*Eichhornia crassipes*). **Planta Daninha**, Jaboticabal, v. 27, n. 1, p. 155-163, 2009

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

MATOS A. T.; ABRAHÃO S. S.; MONACO, P. A. V. L.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATTIAS, J. L.; CERETTA, C. A.; NESI, C. N.; GIROTTO, E.; TRENTIN, E. E.; LOURENZI, C. R.; VIEIRA, R. C. B. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 34, p. 445-454, 2010.

MEDEIROS, S. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SOUZA, J. A. A. 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.

MEDEIROS, R. M. L., SABAA SRUR, A. U. O; ROQUETTE, C. L; PINTO, A. C. **Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado proteico**. Rio de Janeiro: Instituto Nacional de Tecnologia, 2009..

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

MENEGHETTI, L. R. R. **Biorremediação na descontaminação de um solo residual de basalto contaminado com óleo diesel e biodiesel**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2007.

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

MIGUEL, P. S. B.; GOMES F. T.; ROCHA, W. S. D.; MARTINS, C. E.; CARVALHO, C. A.; OLIVEIRA, A. V. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, Juiz de Fora, v. 24, p. 12-30, 2010.

NUNES, M. L. A. **Avaliação de procedimentos operacionais na compostagem de dejetos de suínos**. 2003. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2003.

OLIVEIRA, P. A. V. DE; NUNES, M. L. A.; Sustentabilidade ambiental da suinocultura. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO, MERCADO E QUALIDADE DA CARNE DE SUÍNOS, 2002, Florianópolis. **Anais [...]** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002.

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

PAGANINI, W.S. da.; SOUZA, A. de.; BOCCHIGLIERI, M.M. Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 3, p.225-239, 2004.

PEDRALLI, G. Plantas aquáticas: políticas, programas e projetos para sua conservação no Brasil. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 50., 1999, Blumenau. **Anais [...]** Blumenau: Sociedade Botânica do Brasil, 1999. p. 322-323.

PERAZZA, M. C.; PEREIRA, D. N.; MARTINS, M. T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. **Revista DAE**, São Paulo, n. 125, p. 18-24, 1985.

PENA, L. M. A. **Depuração de efluente suinícola por *Lemna minor* e valorização energética da biomassa por co-digestão anaerobia**. 2014. 47 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.

PERDOMO, C.C.; CAZZARÉ, M. **Sistema Dalquim de tratamento de resíduos animais**. Concórdia: EMBRAPA/CNPSA, 2001. (Comunicado Técnico, 284).

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. D. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. In: SOBESTIANSKY, J.; SILVEIRA, P. R. W. **Suinocultura: produção, manejo e saúde do rebanho**. Concórdia: CNPSA/EMBRAPA, 1998. p. 223-234.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A. V. O.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2003. 83 p. (Documentos, 85).

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M. Considerações sobre a questão dos dejetos e o meio ambiente. IN: SOBESTIANSKY, J.; WENTZ, I.; SILVEIRA, P. R. S.; SESTI, L. **Suinocultura intensiva: produção, manejo e saúde do rebanho**. Brasília: EMBRAPA - SPI, 1998, 388 p.

PEREIRA, F. J. **Características anatômicas e fisiológicas de aguapé e índice de fitorremediação de alface d'água cultivados na presença de arsênio, cádmio e chumbo**. 2010. 116 f. Tese (Doutorado em Agronomia/Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Lavras, 2010.

PINTO, C. M. F. P. M.; PINTO, F. A.; OLIVEIRA, R. A.; BATISTA, R. O.; SILVA, K. B. Efeito da fertirrigação com água residuária de suinocultura na produção de pimenta malagueta. **Agropecuária Científica no Semiárido**, [S. l.], v. 8, n. 3, p. 112-117, 2012.

PISTORI, R. E. T. **Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes.** 2009. 63 f. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo, 2009.

PITELLI, R. A.; BORSARI, R.; MUSTAFÁ, A. L. Impacto ambiental das práticas de controle das macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas.** Maringá: Eduem, 2002.

POLISEL, K. C. **Desempenho de lagoas de maturação utilizando macrófitas aquáticas e chicaneamento.** Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

POMPÊO, M. L. M. **Hidropônica e as macrófitas aquáticas.** [S. l.: s. n.], 2005. Disponível em: <http://vivimarc.sites.uol.com.br/hidroponia.htm>. Acesso em: 05 jun. 2018.

POMPÊO, M. L. M. Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. **Sem. Reg. Ecol.**, São Carlos, v. 8, p. 73-80, 1996.

QUADRO, M. S.; CASTILHOS, D. D.; CASTILHOS, R. M. V.; VIVIAN, G. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. **Agricultural Science and Technology**, Wellington, v. 17, n. 1, p. 85-93, 2011.

REDDY, K. R.; SUTTON, D. L. Waterhyacinths for water quality improvement and biomass production. **Journal of Environmental Quality**, Madison v. 13, p. 1-8, 1984.

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

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. D.; ZOCCATO, M. D. O.; PAPA, D. N.; SPERLING, M. V.; OLIVEIRA, P. D. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 94-100, 2010.

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

SARDÁ, L. G.; HIGARASHI, M. M.; MULLER, S.; OLIVEIRA, P. A.; COMIN, J. J. Reduction emissions of CO₂, CH₄ and H₂S through composting of swine manure. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 9, p. 1008-1013, 2010.

SCHERER, E. E. Nutrientes no esterco de suínos: diagnose e uso na adubação. **Agropecuária Catarinense**, Florianópolis, v. 10, p. 48-50, 1997.

SEGANFREDO, M. A. **A questão ambiental na utilização de dejetos de suínos como fertilizante do solo.** Concórdia: Embrapa/SC. Ministério da Agricultura e do abastecimento, 2002.

SILVA, R. S. **Influência da temperatura e de cargas de nutrientes no crescimento da macrófita aquática flutuante *Eichhornia crassipes* (Mart.) solms cultivada em água enriquecida artificialmente**. 2008. 40 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2008.

SILVA, A. D. R. da; SANTOS, R. B. dos; BRUNO, A. M. da S.; GENTELINI, A. L.; SILVA, A. H. G.; SOARES, E. C. Eficiência do aguapé sobre variáveis limnológicas em canais de abastecimento utilizados no cultivo de tambaqui. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 44, n. 2, p. 255-262, 2014.

SILVA, S. V. A.; MONTEIRO, V. E. D.; PAIVA, W.; Tratamento do chorume através do aguapé (*Eichhornia crassipes*) no aterro da Muribeca, Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais [...]** Campo Grande: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

SNYDER K. V. W. Removal of arsenic from drinking water by water hyacinths (*Eichhornia crassipes*). **Journal of United States Stockholm Junior Water Prize**, Stockholm, v. 1, n. 1, p. 41-58, 2006.

SRIVASTAVA, A. K.; AMBASHT, R. S.; RAJU, K.; KUMAR, R. 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.

STRANO, C. V. **Produção e caracterização de concentração proteica do aguapé**. 1986. f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo – USP, Piracicaba, 1986.

SUBBARAO, G. V.; WHEELER, R. M.; STUTTE, G. W.; LEVINE, L. H. How far can sodium substitute for potassium in red beet? **Journal of Plant Nutrition**, New York, n. 22, p. 1745-1761, 1999.

SUINO. **Remoção de nitrogênio em dejetos de suínos**. [S. l.: s. n.], 2018. Disponível em: http://www.suino.com.br/meioambiente/noticia.asp?pf_id=24083&dept_id=8. 2006. Acesso em: 12 maio 2018.

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

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 2009. 415 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2009.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999. p. 599-625.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - USDA. Livestock and poultry: world markets and trade. [S. l.]: Foreign Agricultural Service, 2016. Disponível em:

<http://www.fas.usda.gov/data/livestock-and-poultry-world-marke-and-trade>. Acesso em: 18 abr. 2016.

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, p. 49-66, 1997.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Campinas: [s. n.], 2003.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999. 199 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. Eficiência na interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010.

WEBER, A.B.; RAFIKOV, M. Uma estratégia ótima impulsiva do funcionamento da lagoa de aguapé. In: CONGRESSO NACIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL, 26., São José do Rio Preto. **Anais** [...] São José do Rio Preto: [s. n.], 2003.

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