



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL



**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE E REMOÇÃO DE  
MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTE DE  
BIODIGESTOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
ORGÂNICOS TRATADO EM WETLANDS**

Mestrando: Ivanildo de Oliveira Sales Filho

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Machado Santos

Co-orientador: Prof. Dr. Hélio Cabral Lima

Caruaru

2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE E REMOÇÃO DE  
MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTE DE  
BIODIGESTOR DE RESÍDUOS SÓLIDOS  
ORGÂNICOS TRATADO EM WETLANDS**

Mestrando: Ivanildo de Oliveira Sales Filho

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Simone Machado Santos

Co-orientador: Prof Dr. Hélio Cabral Lima

Dissertação submetida ao programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Pernambuco como parte dos requisitos necessários para obtenção ao título de Mestre.

Caruaru

2014

Catálogo na fonte:  
Bibliotecária – Simone Xavier - CRB/4-1242

S163a Sales Filho, Ivanildo de Oliveira.

Avaliação da toxicidade e remoção de matéria orgânica de efluente de biodigestor de resíduos sólidos orgânicos tratados em Wetlands. / Ivanildo de Oliveira Sales Filho. – Caruaru: O autor, 2014.

63f. il. ; 30 cm.

Orientadora: Simone Machado Santos.

Coorientador: Helio Cabral Lima

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, CAA, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2014.

Inclui referências.

1. Digestão anaeróbia. 2. Toxicidade. 3. Typha domingensis. 4. Wetlands. I. Santos, Simone Machado. (Orientadora). II. Lima, Helio Cabral (Coorientador). III. Título.

620 CDD (23. ed.)

UFPE (CAA 2014-142)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL  
E AMBIENTAL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE E REMOÇÃO DE MATÉRIA  
ORGÂNICA DE EFLUENTE DE BIODIGESTOR DE RESÍDUOS  
SÓLIDOS ORGÂNICOS TRATADO EM WETLANDS**

defendida por

IVANILDO DE OLIVEIRA SALES FILHO

Considera o candidato APROVADO

Caruaru, 12 de setembro de 2014

---

SIMONE MACHADO SANTOS – PPGECAM/UFPE

(orientadora)

---

KENIA KELLY BARROS DA SILVA – Núcleo de Tecnologia/CAA/UFPE

(examinadora externa)

---

ANDERSON LUIZ RIBEIRO DE PAIVA – PPGECAM/UFPE

(examinador interno)

---

LUIZA FEITOSA CORDEIRO DE SOUSA – PPGECAM/UFPE

(examinadora externa)

**DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho à minha família que sempre me apoiou nas decisões que tomei ao longo da vida e sempre me deu forças para superar os obstáculos e alcançar meus objetivos pessoais e profissionais.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre esteve presente nas minhas decisões e em todos os momentos da minha vida.

A minha mãe Fatima Monteiro, por tudo que ela fez e fará por mim. Se hoje cheguei a esta etapa na minha vida foi graças a ela.

Ao meu irmão Ivanilson Monteiro, pelo companheirismo e apoio durante todo o mestrado.

A minha avó Elma Santos, por todas as orações e apoio ao longo de toda a minha vida.

A minha Orientadora Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Simone Machado Santos, pelo incentivo, orientação e ajuda para superar os momentos difíceis passados ao longo do programa.

Ao meu Co-orientador Prof. Dr. Hélio Cabral Lima, pelo apoio e permissão à realização do meu experimento na casa de vegetação da UFRPE.

À Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Kenia Barros, à Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sávia Gavazza e à Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Luiza Souza, pelos conselhos e sugestões tão sempre bem vindos sobre o trabalho desenvolvido.

A todo corpo docente do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM), em especial, a Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Sylvana Santos e o Prof. Dr. Vajapeyam Srinivasan, pelo conhecimento e ensinamentos adquiridos ao longo do programa.

A todos os meus colegas do Mestrado, em especial, a Ramona Azevedo, Silvanda Galvão, Elizandro Sousa, Denise Marcelino e Glenda Cordeiro, pelo companheiro e afeto vivido ao longo do programa.

Aos meus queridos colegas de laboratório Rachel Barros, Natanna Melo e José Roberto Carvalho, que sempre estiveram ao meu lado nas análises realizadas no LEA e nas discussões dos meus resultados.

Ao técnico Luís Lucena, pelas sugestões e inúmeros auxílios prestados na realização das metodologias utilizadas nas minhas análises.

Ao ex-secretário do PPGECAAM Samuel Kisseberg, por todas as solicitações e esclarecimentos prestados ao longo do programa.

Aos alunos e ex-alunos de doutorado do LEA, em especial a Fernanda Amaral e Ester Oliveira, pelas experiências pessoais e de laboratório vividas no LEA ao longo do programa.

Aos alunos e ex-alunos de IC do LEA, em especial ao Waldemir Júnior, Fabiana Marques, Andréia Azevedo, Luttemberg Ferreira, Joelithon e Marília pelas análises realizadas, convívio e companheirismo vivido dia a dia no LEA.

Aos técnicos do Laboratório de Química da UFRPE Gil e Júlio, pelo suporte e ajuda prestada na realização do meu experimento na rural em Recife.

À bióloga Lívia Machado pela ajuda na elaboração da arte de figura.

Aos órgãos de fomento, CAPES pela concessão da bolsa de estudos, à FACEPE, pelo auxílio financeiro no projeto de pesquisa e à PROPESQ, pelo auxílio financeiro na realização da parte experimental na UFRPE em Recife.

A todas as pessoas que mesmo que não mencionadas de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, meus sinceros agradecimentos.

## RESUMO

A digestão anaeróbia (DA) de resíduos sólidos tem se estabelecido como uma tecnologia de comprovada eficiência no tratamento dos resíduos orgânicos de diversas origens. No entanto, o efluente da DA não atende aos padrões de lançamento nos corpos hídricos, estabelecidos na legislação brasileira, particularmente em termos de teor de sólidos e matéria orgânica, além de serem tóxicas as plantas e ao meio ambiente. Diante desse contexto, este trabalho teve como objetivo principal avaliar a toxicidade e a remoção de matéria orgânica e íons do efluente de um digestor anaeróbio de resíduos sólido de 500 L de volume tratado em *wetlands*. Para tanto, foram montadas *wetlands* em escala de bancada, vegetadas com a macrófita Taboa (*Typha domingensis*) e irrigadas com o efluente diluído com água, tendo como substrato areia lavada. O efluente não diluído e diluído em água a 50% provocou a morte de todas as plantas em apenas duas semanas de irrigação. As plantas irrigadas com o efluente a 25% sobreviveram às 06 semanas de tratamento, mas apresentaram diminuição do crescimento. O efluente na concentração de 12,5% promoveu o crescimento das plantas nas 06 semanas de irrigação, embora essa ainda não seja a melhor diluição. As remoções da DQO, de NTK e de  $N-NH_4^+$  nas *wetlands* irrigadas com o efluente a 12,5% e a 25% foram bem semelhantes evidenciando a baixa contribuição do sistema radicular das plantas e do biofilme ainda em formação, indicando apenas uma retenção física da matéria orgânica e de íons no substrato.

Palavras-chave: efluente digestor anaeróbio; toxicidade; *wetland*; *Typha domingensis*

## ABSTRACT

Anaerobic digestion (AD) of solid waste has established itself as an effective technology in the treatment of organic wastes from various sources. However, the effluent of DA doesn't reach the standard patterns established by the Brazilian legislation, particularly in terms of solid and organic matter, besides being toxic to plants and the environment. Given this context, this work aimed to evaluate the efficiency of using a wetland system, composed of substrate and plant, also known as wetland, the removal of organic load and ions of the effluent of an anaerobic digester solid waste, small. For both, wetlands were mounted in a bench scale, vegetated with macrophytes Cattail (*Typha domingensis*) and irrigated with effluent diluted with water, washed sand as substrate. The effluent undiluted and diluted in water to 50% caused the death of all plants within two weeks irrigation. Plants irrigated with the effluent 25 % survived at 06 weeks of treatment, but showed decreased growth. The effluent concentration of 12.5 % promoted plant growth in irrigation 06 weeks, although this is not the best dilution. The removals of COD, NTK and  $N-NH_4^+$  in the wetlands irrigated with effluent to 12.5 % and 25% were very similar showing the low contribution of the root system of plants and biofilm still in formation , indicating only a physical entrapment organic matter and ions in the substrate.

Key-words: anaerobic digester effluent; toxicity; wetland; *Typha domingensis*

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1 – Biodigestor modelo Indiano	7
Figura 2 – Biodigestor modelo Chinês.	7
Figura 3 – Classificação das <i>Wetlands</i> Construídos para o tratamento de águas residuárias.	10
Figura 4 – <i>Wetlands</i> Construídos para o tratamento de águas residuárias: (A) WC com plantas flutuantes, (B) WC com superfície de água livre e macrófitas emergentes, (C) WC com fluxo subsuperficial horizontal e (D) WC com fluxo subsuperficial vertical.	11
Figura 5 – Formas de vida das macrófitas aquáticas. (1)- Anfíbia (2)- Emergente, (3)- Flutuante fixa, (4)- Flutuante livre, (5)- Submersa fixa, (6)- Submersa livre e (7)- Epífita.	13
Figura 6 – Transferência de oxigênio para o substrato pela ação das macrófitas aquáticas.	14
Figura 7 – (A) Desenho esquemático da espécie <i>Typhaceae</i> , (B) Detalhe da flor e (C) Rizomas e raízes da <i>Taboa</i> .	15
Figura 8 – Detalhes dos aerênquimas nas folhas da <i>Taboa</i>	16
Figura 9 – Ciclo simplificado do nitrogênio em <i>Wetlands</i> .	19
Figura 10 – Biodigestor de pequeno porte	23
Figura 11 – Lavagem da areia usada como substrato das <i>wetlands</i> .	25
Figura 12 – Lavagem da areia para eliminação do ácido	25
Figura 13 – Descrição das atividades: (A) Charco onde foram coletadas as <i>Taboas</i> , (B) Coleta das <i>Taboas</i> , (C) <i>Taboa</i> Jovem, (D) Raízes e rizomas lavados, (E) Plantas condicionadas em Jornal umedecido com água e (F) Viveiro para o cultivo de mudas.	26

- Figura 14 – Transplante das mudas: (A) retirada das mudas do balde, (B) retirada do substrato das raízes, (C) acomodação da muda no substrato do experimento e (D) plantio das mudas nos baldes do experimento. 28
- Figura 15 – Preparação do experimento: (A) balde com areia lavada, (B) balde com identificação do efluente, (C) dreno para coleta de efluente e (D) distribuição das *wetlands* sobre a bancada na casa de vegetação. 28
- Figura 16 – Layout da disposição das *wetlands* na casa de vegetação 29
- Figura 17 – (A) Medição da altura da maior folha e (B) Medição do pseudocaule 30
- Figura 18 – Corte das folhas para análise da matéria seca 30
- Figura 19 - Medição do pH do substrato da wetland 31
- Figura 20 – Resposta das plantas à irrigação das diversas concentrações de efluente após uma semana de irrigação: (A) 0% solução nutritiva, (B) 12,5% efluente, (C) 25% efluente, (D) 50% efluente e (E) 100% efluente. 34
- Figura 21 – Variação da espessura do pseudocaule de plantas de *Typha*, ao longo das 06 semanas de irrigação com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com efluente nas concentrações 12,5% e 25%. 35
- Figura 22 – Valores médios da matéria seca da parte aérea das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com o efluente nas concentrações de 12,5% e 25%. 36
- Figura 23 – Brotação das plantas após 06 semanas de irrigação com: (A) Solução Nutritiva (0% de efluente), (B) 12,5% de efluente e (C) 25% de efluente. 37
- Figura 24 – Eficiência média de remoção de DQO ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente de biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25% (B). 38
- Figura 25 – Eficiência média de remoção de NTK ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25%(B). 39
- Figura 26 – Eficiência média de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente de biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25% (B). 40

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 – Principais concentrações de K e nutrientes presentes em efluentes de suinocultura, matadouro público e vinícola.	21
Tabela 2 - Caracterização do efluente do biodigestor.	24
Tabela 3 – Volumes das soluções estoques empregados no preparo de um litro de cada uma das duas soluções nutritivas de Hoagland e Arnon.	27
Tabela 4 – Concentração dos macronutrientes e micronutrientes na solução de Hoagland & Arnon.	27
Tabela 5 – Propriedades iniciais do efluente usado no experimento	29
Tabela 6 – Monitoramento do efluente - Parâmetros, frequência e metodologia.	32
Tabela 7 – Taxa de mortalidade das plantas ao longo das semanas.	33
Tabela 8 - Espessura média do pseudocaule das plantas irrigadas com a solução nutritiva (0% de efluente) e com o efluente diluído, ao longo 06 das semanas.	35
Tabela 9 – Valores médios da matéria seca da parte aérea das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com o efluente nas concentrações de 12,5% e 25%.	36
Tabela 10 – Remoção de DQO, NTK e $N-NH_4^+$ em termos de concentração para as <i>wetlands</i> E12,5% e E25%, ao longo das semanas.	37
Tabela 11 – Valores do pH dos Afluentes, dos Efluentes e dos Substratos das <i>wetlands</i> E12,5% e E25% , ao longo das 06 semanas	41

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ANAMMOX:	<i>Anaerobic Ammonium Oxidation</i>
ANOVA:	<i>Analysis of Variance</i>
APHA:	<i>American Public Health Association</i>
ATP:	<i>Adenosine Triphosphate</i>
CAA:	Centro Acadêmico do Agreste
CETESB:	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental
CTRN:	Centro Tecnológico de Recursos Naturais
CONAMA:	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DA:	Digestão Anaeróbia
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMS:	Diferença Mínima Significativa
DQO:	Demanda Química de Oxigênio
LEA:	Laboratório de Engenharia Ambiental
NTK:	Nitrogênio Total Kjeldahl
pH:	Potencial Hidrogeniônico
UASB:	<i>Uplow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFPE:	Universidade Federal de Pernambuco
UFRPE:	Universidade Federal Rural de Pernambuco
WC:	<i>Wetland</i> Construído

**LISTA DE SÍMBOLOS**

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ :	Nitrato de Cálcio tetra hidratado
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ :	Sulfato de cobre penta hidratado
Fe.EDTA:	Ácido Etilenodiamino Acético de Ferro
$\text{H}_2\text{MoO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ :	Ácido Molibdico mono hidratado
$\text{H}_3\text{BO}_3$ :	Ácido Bórico
K:	Potássio
$\text{KH}_2\text{PO}_4$ :	Fosfato Monobásico de potássio
$\text{KNO}_3$ :	Nitrato de potássio
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ :	Sulfato de Magnésio hepta hidratado
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ :	Cloreto de Maganês tetra hidratado
$\text{NH}_3$ :	Amônia
$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ :	Monoamônio fosfato
$\text{NH}_4^+$ :	Amônio
N-NH <sub>4</sub> :	Nitrogênio Amoniacal
$\text{NO}_2^-$ :	Nitrito
$\text{NO}_3^-$ :	Nitrato
$\text{N}_2\text{O}_2$ :	Óxido Nitroso
$\text{NO}_2$ e $\text{N}_2\text{O}_4$ :	Óxido Nítrico
P:	Fósforo
$\text{PO}_4^-$ :	Fosfato
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ :	Sulfato de zinco hepta hidratado

## SUMÁRIO

1	CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS .....	1
1.1	Introdução .....	1
1.2	Objetivos .....	4
1.2.1	Objetivo geral.....	4
1.2.2	Objetivos específicos .....	4
2	CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
2.1	Digestores anaeróbios .....	5
2.1.1	Classificação .....	5
2.1.2	Digestores anaeróbios de pequeno porte: importância energética e características do efluente produzido .....	6
2.2	<i>Wetlands</i> .....	8
2.2.1	Classificação das <i>wetlands</i> construídos .....	9
2.2.2	Vantagem das <i>wetlands</i> sobre os outros sistemas de tratamento ....	12
2.2.3	Macrófitas utilizadas em <i>wetlands</i> .....	12
2.2.4	Remoção de Poluentes nas <i>wetlands</i> .....	16
2.3	Toxicidade dos efluentes às plantas .....	21
3	CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA.....	23
3.1	Obtenção do efluente do biodigestor .....	23
3.2	Preparação do experimento.....	24
3.2.1	Preparação do substrato.....	24
3.2.2	Coleta e preparo das mudas de Taboa.....	25
3.2.3	Preparação das <i>Wetlands</i> .....	27
3.3	Teste de toxicidade do efluente.....	29
3.3.1	Monitoramento do crescimento das plantas .....	30
3.3.2	Monitoramento do efluente drenado e das <i>wetlands</i> .....	31

4	CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	33
4.1	Toxicidade do efluente às plantas .....	33
4.1.1	Taxa de mortalidade das plantas .....	33
4.1.2	Crescimento das plantas .....	34
4.2	Tratamento do efluente na wetland.....	37
4.2.1	Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	38
4.2.2	Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....	39
4.2.3	Remoção de Nitrogênio Amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) .....	40
4.2.4	Valores de pH do Afluente, Efluente e do Substrato .....	41
5	CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES .....	42
6	REFERÊNCIAS .....	43

# 1 CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

## 1.1 Introdução

Um dos grandes problemas ambientais gerados pelo avanço tecnológico, associado ao processo de urbanização, é a geração de resíduos sólidos. Uma grande parte destes problemas está vinculada ao tratamento inadequado da elevada parcela orgânica contida na composição do lixo e que é geralmente disposta em lixões e aterros sanitários, sobretudo em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento.

A matéria orgânica, quando disposta no solo, sofre um processo de decomposição que, junto com a água de chuva, formam um líquido poluente conhecido como chorume. Este líquido percola nos solos e pode contaminar lençóis freáticos e outros recursos hídricos.

Sendo a matéria orgânica uma parcela importante na composição do lixo, respondendo por cerca de 50% da massa, sobretudo em países em desenvolvimento, uma das tecnologias que podem ser utilizadas para o tratamento destes resíduos é a digestão anaeróbia.

A digestão anaeróbia dos resíduos sólidos orgânicos é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio, onde a matéria orgânica é degradada em uma série de etapas por um grupo específico de microrganismos. Este processo resulta na produção de um gás com grande poder calorífico, conhecido como biogás, e um efluente rico em nutrientes. A digestão anaeróbia pode ser tratada como uma alternativa viável no tratamento de resíduos sólidos orgânicos, visando à estabilização da matéria orgânica e o aproveitamento energético desses resíduos (REIS, 2012).

A digestão anaeróbia pode ser realizada em pequenos e grandes sistemas. São considerados sistemas de pequeno porte aqueles que trabalham com capacidade de tratamento de resíduo de 1-5 kg.dia<sup>-1</sup>. Os sistemas de grande porte são aqueles que trabalham com uma capacidade de tratamento de resíduo superior a 100 t.dia<sup>-1</sup> (VÖGELI & ZURBRÜGG, 2008).

A digestão anaeróbia de resíduos sólidos também gera um efluente com composição específica que depende das características dos resíduos sólidos tratados,

diferenciada dos efluentes sanitários (GRAJA & WILDERER, 2001), sendo essa uma das poucas desvantagens do processo (BRABER, 1995). Esse efluente possui grande toxicidade ao ambiente, devido a sua grande demanda por oxigênio durante o decaimento da matéria orgânica presente e a elevada concentração de nitrogênio na forma de amônio (BROWNER, 1985; KRONZUCKER & BRITTO, 2002), o que pode torna-lo impróprio para o uso como fertilizante, a depender de suas características. Dessa forma, a adequação de suas características para o lançamento ou uso como fertilizante vem sendo abordado em diversas pesquisas.

Existem vários sistemas que podem ser utilizados no pós-tratamento de efluentes com uma alta carga orgânica. De acordo com Ferreira *et al.* (2001) destacam-se: os sistemas biológicos aeróbios, os sistemas biológicos anaeróbios, os sistemas de separação por membranas e os sistemas oxidativos. Os sistemas biológicos aeróbios mais utilizados são: os sistemas de lodos ativados, as lagoas aeradas e os filtros biológicos. Nos sistemas biológicos anaeróbios têm-se as lagoas profundas (lagoas anaeróbias). Os sistemas de separação por membranas são aqueles que utilizam os processos como a nanofiltração e osmose reversa. Os processos oxidativos são aqueles que promovem a oxidação da matéria orgânica devido à adição de um oxidante químico. Porém, para o pós-tratamento de um efluente de um biodigestor de uso doméstico, estes sistemas de tratamento não representam uma boa opção devido à necessidade de altos investimentos, grandes áreas de instalação, elevado gasto de energia e mão de obra especializada.

Dessa forma, os sistemas alagados conhecidos como *wetlands* aparecem como uma alternativa para o pós-tratamento dos efluentes produzidos em biodigestores de pequena escala. Por se tratar de um sistema formado por planta e substrato, as *wetlands* apresentam as seguintes vantagens quando comparada com outros sistemas de tratamento: baixo custo de implantação, manutenção (desnecessária a utilização de produtos químicos) e consumo de energia elétrica; além de alta eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes do efluente e uma alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal e biofertilizantes (CAMPOS *et al.*, 2002; FERREIRA *et al.*, 2001).

As macrófitas aquáticas apresentam capacidade de tolerar ambientes de alagamento contínuo e com alta concentração de poluentes presentes (DAVIS, 1995

*apud* BRASIL *et al.*, 2007). Estas plantas apresentam capacidade de reter metais pesados como ferro, zinco, níquel e cobre em seus tecidos radiculares (MOJIRI, 2012) e de sobreviverem em ambientes com baixo teor de oxigênio (PONNAMPERUMA, 1972 *apud* BOWMER, 1985). Mitchell (1978), também relata o potencial de plantas aquáticas como filtros no tratamento mais econômico de efluente de origem animal e industrial rural. Por outro lado, experimentos iniciais mostraram que efluente oriundo da suinocultura afetou severamente o vigor e a sobrevivência de plantas de *Typha domingensis* (FINLAYSON & MITCHELL, 1982).

Diante do exposto, o presente trabalho tem como foco principal avaliar a toxicidade do efluente de um biodigestor de resíduos sólidos orgânicos sobre plantas de *Typha domingensis* em sistema em *wetland*.

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a toxicidade e a remoção de matéria orgânica do efluente de um biodigestor de resíduos sólidos orgânicos, tratado em *wetland*.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o crescimento da macrófita *Typha domingensis* (Taboa), sob dosagens de efluente diluído com água;
- Avaliar o índice de mortalidade da macrófita, sob dosagens de efluente diluído com água;
- Avaliar a eficiência dos sistemas *wetlands* na remoção de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total e amoniacal do efluente;

## 2 CAPÍTULO 2 – REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Digestores anaeróbios

Os biodigestores anaeróbios podem ser definidos como câmaras fechadas, onde são colocados os substratos orgânicos para serem degradados na ausência de oxigênio molecular, tendo como subproduto o biogás e um efluente rico em nutrientes. Para que este processo ocorra, é necessária a ação conjunta de microrganismos, o que pode levar a longos tempos de detenção para que o substrato adicionado seja degradado (REIS, 2012).

Segundo Aurélio *et al.* (2001) um biodigestor é definido como ” *o meio onde ocorre o processo de degradação, transformação ou decomposição da matéria orgânica em gases de efeito útil sendo essa realizada pela digestão anaeróbica, ou seja sem a presença de oxigênio*”.

Segundo Mata-Alvarez (2003), os sistemas anaeróbios apresentam uma série de vantagens quando comparados com os tratamentos aeróbios, dentre estas se destacam: menor área para a implantação, menor geração de lodo, geração de efluente rico em nutrientes (fertilizantes) e o aproveitamento energético do biogás gerado. Porém, por se tratar de um processo biológico, diversos fatores operacionais influenciam o desempenho da digestão anaeróbia. Dentre estes fatores destacam-se: a alta concentração de sólidos, a umidade, o pH e a alcalinidade (FORESTI *et al.*, 1999).

#### 2.1.1 Classificação

A literatura classifica os biodigestores sobre diversos aspectos. Como por exemplo, quanto ao teor de sólidos, forma de alimentação e número de estágios e, também, pela quantidade de resíduo orgânico tratado.

Com relação ao teor de sólidos, os biodigestores podem ser classificados como de baixo teor de Sólidos aqueles que apresentam de 10 a 15% de Sólidos Totais (ST) e de alto teor de sólidos aqueles que apresentam de 20 a 40% de ST (MATA-ALVAREZ, 2003).

Com relação à forma de alimentação, os biodigestores podem ser classificados como de alimentação contínua e descontínua. Nos sistemas contínuos, a alimentação dos resíduos orgânicos, a serem digeridos, é introduzida no sistema de forma contínua e na mesma proporção o resíduo digerido é removido. Este fato resulta na produção contínua de biogás (RODRIGUES, 2005).

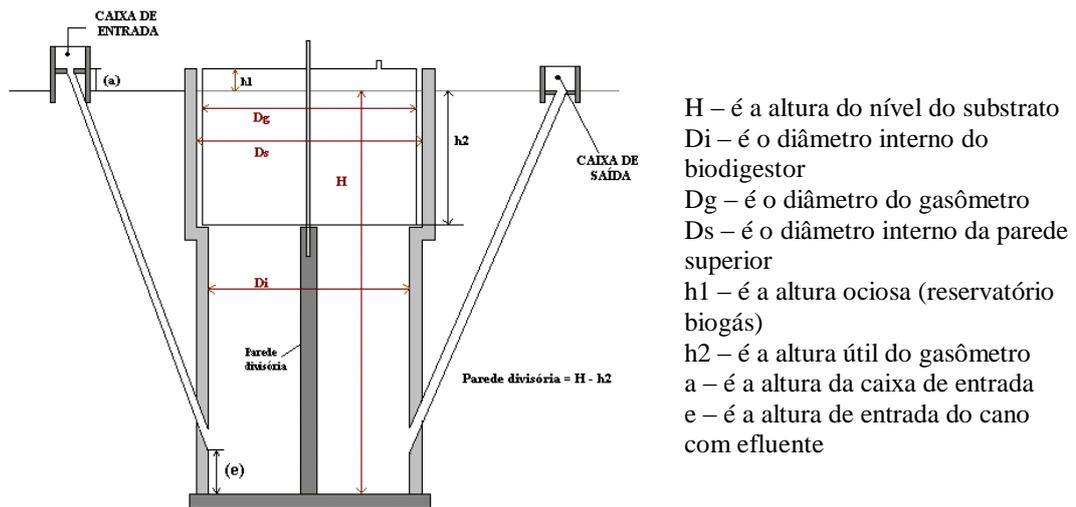
Nos sistemas descontínuos, a alimentação de resíduos frescos é introduzida no biodigestor, com ou sem a adição de inoculo, e digeridos após um tempo de retenção de sólidos. Após o período de digestão, os resíduos digeridos são descartados e o processo é reiniciado (VANDEVIVERE, DE BAERE, VERSTRAETE, 2002).

Os sistemas anaeróbios para o tratamento de resíduo sólido orgânico podem ter um estágio, dois estágios ou de mais estágios (multi-estágios). Nos sistemas de mais de um estágio, as reações de hidrólise, acidificação, acetogênese e metanogênese ocorrem, sequencialmente, em digestores distintos. Nos sistemas de um único estágio, estas reações se processam simultaneamente no mesmo digestor (DE BAERE, 2003).

#### 2.1.2 Digestores anaeróbios de pequeno porte: importância energética e características do efluente produzido

Dentre os modelos de biodigestores de pequeno porte mais utilizados, se destacam os modelos Indiano e Chinês. O biodigestor Indiano (Figura 1) caracteriza-se por possuir uma campânula como gasômetro, a qual pode estar mergulhada sobre a biomassa em fermentação, ou um selo d'água externo, e uma parede central que divide o tanque de fermentação em duas câmaras (DEGANUTTI *et al.*, 2001).

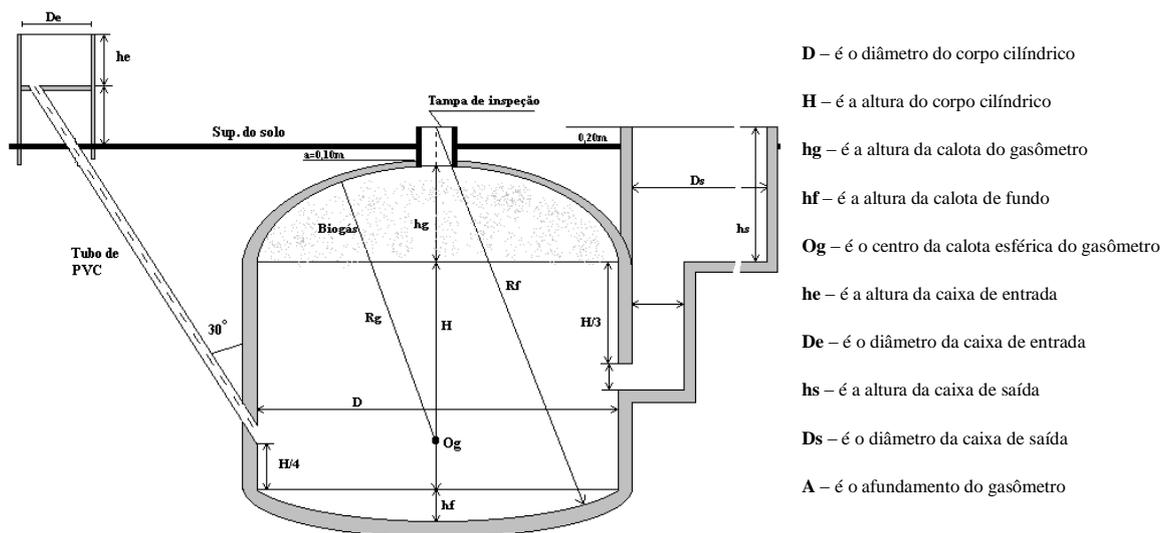
Figura 1 – Biodigestor modelo Indiano



Fonte: Deganutti *et al.*, 2001

O modelo Chinês (Figura 2) é formado por uma câmara cilíndrica feita em alvenaria para a fermentação, com teto abaulado, impermeável, destinado ao armazenamento do biogás (DEGANUTTI *et al.*, 2001).

Figura 2 – Biodigestor modelo Chinês.



Fonte: DEGANUTTI *et al.*, 2001

Com relação ao aproveitamento energético dos resíduos sólidos Chanakya *et al.* (2007) utilizaram biodigestores de pequeno porte para o tratamento de restos de frutas e vegetais na Índia para produção de biogás, que era em torno de  $3 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ . Já Hartmann & Ahring (2005) utilizaram um biodigestor de grande porte para o tratamento da fração

orgânica dos resíduos sólidos municipais de Lyngby na Dinamarca, geravam 180-220 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup> de biogás por tonelada de resíduo sólido.

Estoppey (2010) analisou diversos biodigestores anaeróbios no tratamento de resíduos provenientes das cozinhas de algumas comunidades na Índia. As análises físico-químicas mostraram que o efluente gerado pelos biodigestores utilizados é rico em nitrogênio e fósforo. Este efluente é usado por muitas famílias como fertilizante em suas próprias plantações. Porém a carga orgânica final presente neste efluente ainda é elevada, necessitando de pós-tratamento.

As características do efluente destes biodigestores de pequena escala dependem da qualidade dos resíduos sólidos usados na alimentação dos mesmos. Lou, Nair e Ho (2012) utilizaram vários biodigestores de escala doméstica para tratar resíduos de peixe, vegetais, legumes, arroz e feijão, onde obtiveram efluentes que apresentavam uma DQO de 4.900 a 9.000 mg de O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. Por outro lado, Lansing, Botero e Martin (2008) utilizaram biodigestores de pequena escala para o tratamento de resíduos oriundos da suinocultura e da bovinocultura obtendo efluentes com 300 a 800 mg de O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> de DQO, 20 a 30 mg.L<sup>-1</sup> de PO<sub>4</sub><sup>-</sup> e 100 a 230 mg.L<sup>-1</sup> de NTK. Riuji (2009) utilizou biodigestores de pequena escala para tratar resíduos de comida de origem doméstica e de mercado obtendo um efluente com 74,1 e 85,5 mg.L<sup>-1</sup> de N-NH<sub>4</sub>, respectivamente, e com 6.000 e 3.000 mg de O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, respectivamente.

## 2.2 *Wetlands*

O termo *wetland* é normalmente utilizado para descrever ecossistemas naturais que se apresentam parcial ou totalmente inundado durante o ano. As *wetlands* naturais são facilmente identificadas como as várzeas dos rios, os pântanos, as formações lacustre de baixa profundidade, entre outros. Já as *Wetlands* Construídos (WC) são ecossistemas artificiais com diferentes tecnologias, utilizando os princípios básicos da modificação da qualidade das águas das *wetlands* naturais (METCALF & EDDY, 1991 *apud* CAMPOS *et al.*, 2002). O termo em inglês *wetland (artificial ou constructed)* é utilizado mais para a literatura técnica. Em publicações em espanhol encontramos o termo humedal artificial (BELTRÃO, 2006).

Segundo Sousa *et al.* (2000), a disposição de águas residuárias no solo, juntamente com a presença de micro-organismos, macrófitas aquáticas e energia solar,

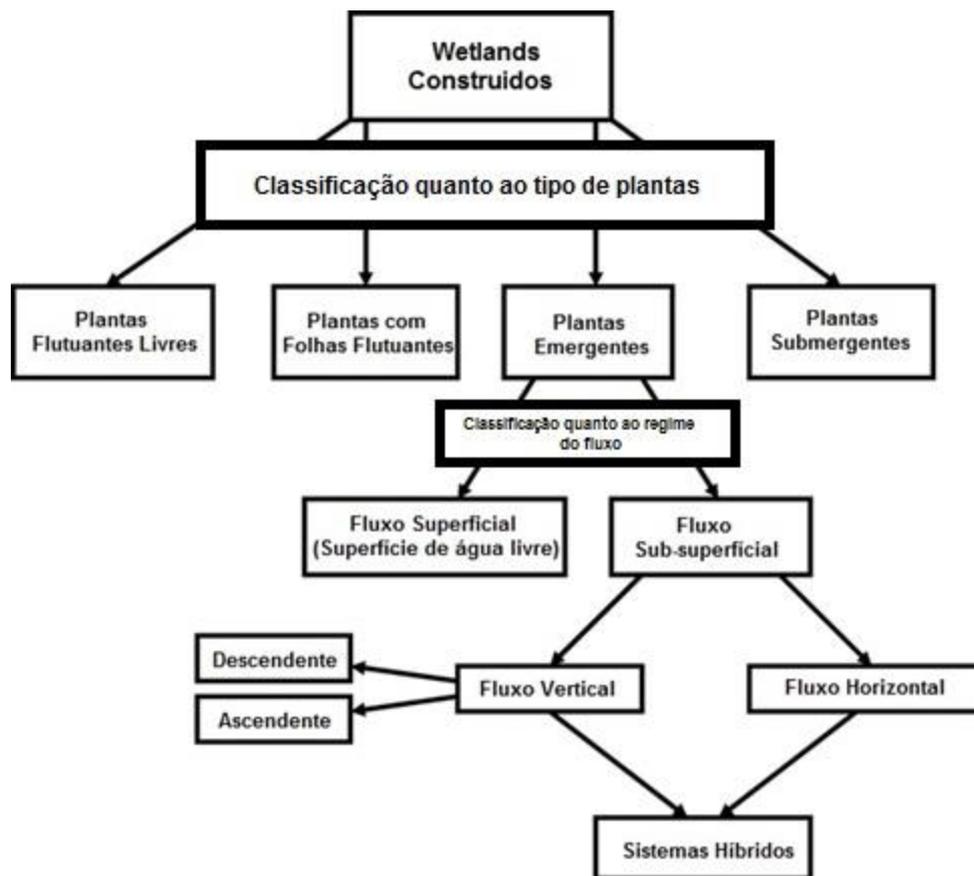
resultam na produção de biomassa e energia química que, por sua vez, removem a carga poluidora e mantém a conservação dos ecossistemas aquáticos e terrestres. Nas *wetlands* construídos utilizam-se plantas aquáticas (macrófitas) em substratos (como areia, solo ou cascalho). Na região de contato entre o substrato e as raízes das plantas ocorre a proliferação de biofilmes onde se desenvolvem populações variadas de microrganismos que, através de processos biológicos, químicos e físicos, tratam o efluente.

### 2.2.1 Classificação das *wetlands* construídos

As WC são sistemas de engenharia que foram projetos e construídos para utilizar processos naturais que envolvem a vegetação de zonas úmidas, solos e microrganismos associados para auxiliar no tratamento de águas residuárias. Eles são projetados para aproveitar muitos processos que ocorrem em zonas úmidas naturais, mas fazê-lo dentro de um ambiente mais controlado em termos de tempo de detenção hidráulico, temperatura e densidade de macrófitas no leito (HAMMER & BASTIAN, 1989 *apud* VYMAZAL, 2007).

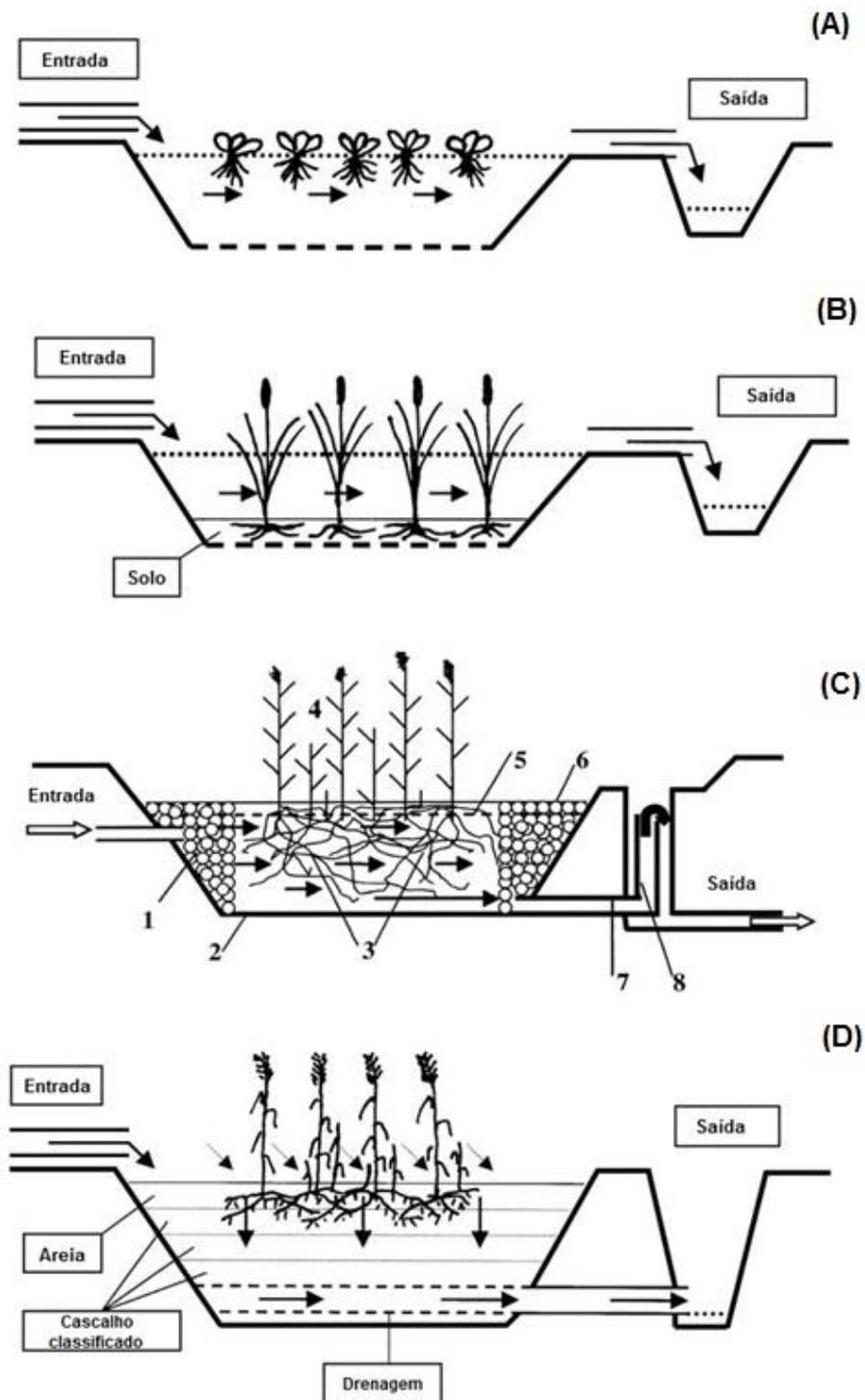
Geralmente as *wetlands* construídos são classificadas conforme o tipo de crescimento das macrófitas e no regime de fluxo de água. Com isso temos: WC com plantas flutuantes (*Free Floating Plants*), WC de superfície de água livre, com plantas emergentes (*Free Water Surface*) e WC de fluxo subsuperficial horizontal ou vertical (*Horizontal or Vertical Sub-Surface Flow*). Existem também as WCs com plantas submersas e folhas flutuantes (*floating leaveds plants and submerged plants*) que não são utilizados em abundância.

Na Figura 3 observa-se um fluxograma com a classificação das *wetlands* construídos de acordo com o tipo de plantas e com relação ao regime do fluxo e na Figura 4 observam-se as suas possíveis configurações.

Figura 3 – Classificação das *Wetlands* Construídos para o tratamento de águas residuárias.

Fonte: Adaptado de Vymazal, 2007

Figura 4 – Wetlands Construídos para o tratamento de águas residuárias: (A) WC com plantas flutuantes, (B) WC com superfície de água livre e macrófitas emergentes, (C) WC com fluxo subsuperficial horizontal e (D) WC com fluxo subsuperficial vertical.



Fonte: adaptado de Vymanzal, 2007

### 2.2.2 Vantagem das *wetlands* sobre os outros sistemas de tratamento

A utilização das *wetlands* construídas apresenta uma forma simples e eficiente para o tratamento de água residuárias. Segundo Brix (1987) estes sistemas contendo macrófitas apresentam certas vantagens quando comparada com os sistemas tradicionais de tratamento:

- Baixo custo de operação.
- Baixa necessidade de energia.
- Baixa necessidade de manutenção.
- Eles podem ser estabelecidos em muitas localizações onde as águas residuárias são produzidas.

Porém, estes sistemas apresentam algumas desvantagens, como por exemplo, requerem um período de início até a vegetação estar bem estabelecida e podem causar problemas com mosquitos (SILVA, 2007).

### 2.2.3 Macrófitas utilizadas em *wetlands*

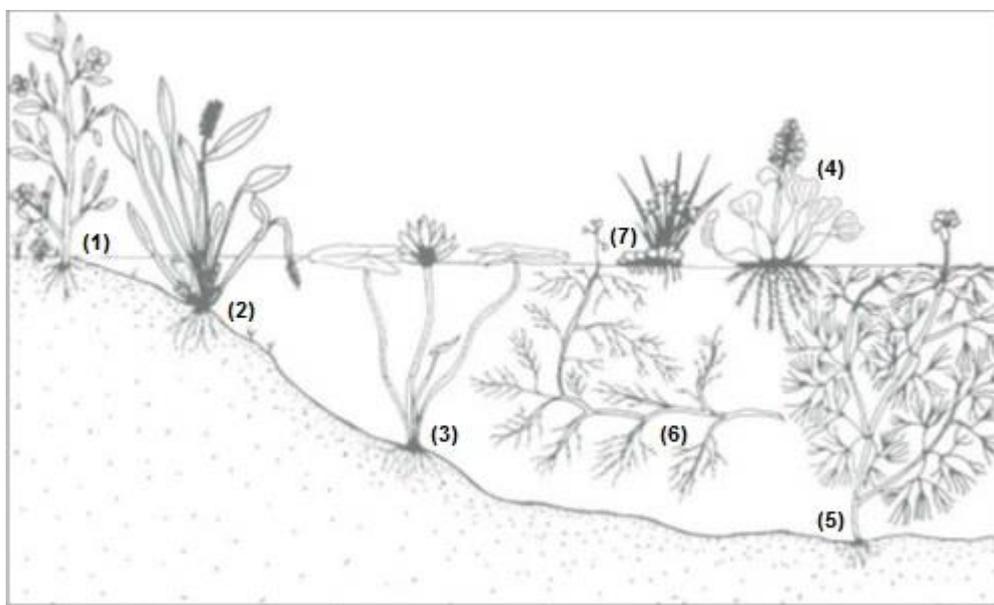
As macrófitas são vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos. Estas plantas aquáticas são, em sua grande maioria, vegetais terrestres que ao longo de seu processo evolutivo, se adaptaram ao ambiente aquático, por isso apresentam algumas características de vegetais terrestres e uma grande capacidade de adaptação a diferentes tipos de ambientes. Segundo Sousa *et al.* (2000) existem diversas macrófitas aquáticas (emergentes e flutuantes) que vêm sendo utilizadas nos sistemas *wetlands* construídos. Dentre elas pode-se destacar como mais utilizadas nestes sistemas, as macrófitas emergentes: *Typha spp*, *Phragmites australis*, *Juncus igens e Schoenoplectus validus*, e as macrófitas flutuantes: *Eichhornia crassipes*, *Spirodela e Salvina molesta*.

Segundo Scremind-Dias *et al.* (1999), citado por Lima (2008), as macrófitas aquáticas podem ser classificadas quanto a sua forma de vida ou hábito (Figura 5) nas seguintes categorias:

- **Anfíbios ou semi-aquática:** capaz de viver bem tanto em área alagada como fora da água, geralmente modificando a morfologia da fase aquática para terrestre quando baixam as águas;

- **Emergentes:** enraizada no fundo, parcialmente submersa e parcialmente fora d'água;
- **Flutuante fixa:** enraizada no fundo, com o caule e/ou ramos e/ou folhas flutuantes;
- **Flutuante livre:** não enraizada no fundo, podendo ser levada pela correnteza, pelo vento ou até por animais;
- **Submersa fixa:** enraizada no fundo, caule e folhas submersos, geralmente saindo somente a flor para fora d'água;
- **Submersa livre:** não enraizada no fundo, totalmente submersa, geralmente emergindo somente as flores;
- **Epífita:** que se instalam sobre outras plantas.

Figura 5 – Formas de vida das macrófitas aquáticas. (1)- Anfíbia (2)- Emergente, (3)- Flutuante fixa, (4)- Flutuante livre, (5)- Submersa fixa, (6)- Submersa livre e (7)- Epífita.



Fonte: Lima, 2006

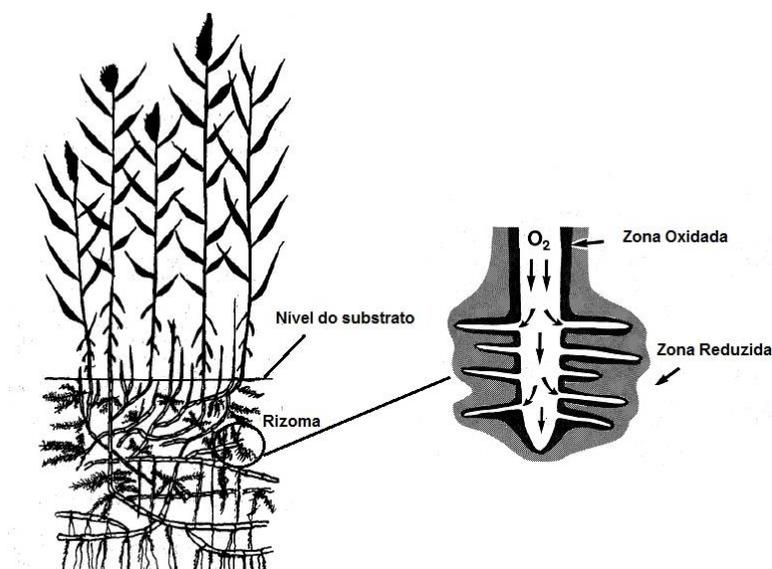
Segundo Campos *et al.* (1999), a escolha do tipo de macrófita a ser utilizada nas *wetlands* deve passar por alguns critérios de seleção das espécies. Deve-se ter uma preferência pelo uso de espécies locais e não de espécies exóticas e a tolerância dessas espécies a longos períodos de submergência ou permanência em substratos saturados durante a maior parte do ano. O nível de água no sistema e a duração de inundação podem ser fatores decisivos para a seleção e manutenção da vegetação de terras úmidas,

o qual é um elemento potencial para operação das *wetlands* visando melhorar seu desempenho.

Estas plantas desempenha uma série de funções nas terras alagadas. Dentre elas pode-se destacar (BELTRÃO, 2009):

- Suporte para a formação do biofilme.
- Ajuda na filtração e adsorção de constituintes dos efluentes.
- Transporta oxigênio para o substrato através das raízes e rizomas (Figura 6).
- Absorvem carbono, nutrientes e elementos dissolvidos e os incorporam ao tecido das plantas.
- Retornam ao sistema na forma de nutrientes após seu decaimento e degradação.

Figura 6 – Transferência de oxigênio para o substrato pela ação das macrófitas aquáticas.



Fonte: adaptado de Brix, 1987

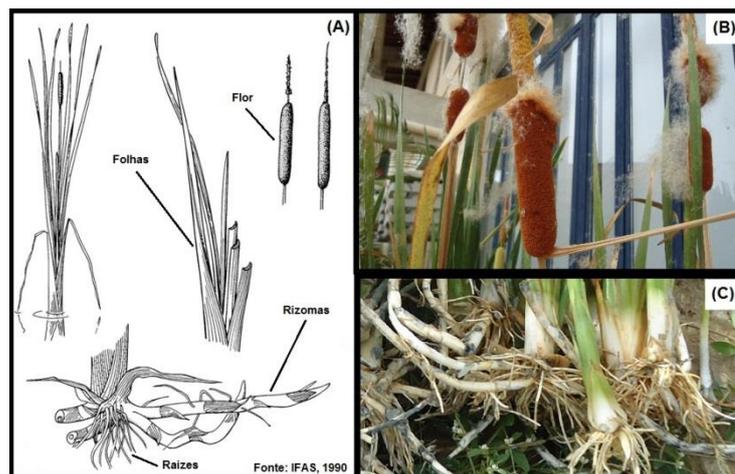
Nos últimos anos tem se observado vários trabalhos obtendo-se com bons resultados com a utilização de macrófitas aquáticas emergentes no tratamento de águas residuárias em *wetlands* construídos. No estudo da *Spartina alterniflora*, para o tratamento de efluentes de culturas marinhas (criação de camarão) em um WC em escala piloto de fluxo vertical, observou-se a remoção de 82% de Nitrogênio Amoniacal e 64% de Ortofosfato (SOUSA, PANITZ e THOMAZ , 2011). A espécie *Phragmites australis*, utilizada no tratamento de esgoto doméstico local em *wetland* construído de

pequeno porte de fluxo vertical, apresentou uma remoção de até 94,4 % de DQO e 90,8% de NTK (GIKAS & TSIHRINTZIS, 2012). Já na avaliação do desempenho de um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), plantados com *Typha domingensis*, aplicado no tratamento de efluentes da bovinocultura leiteira, observou-se uma redução média de 70% de DQO, 73% de NTK e 81% de N-NH<sub>4</sub> (PELISSARI *et al.*, 2013).

### 2.2.3.1 A *Typha domingensis* (Taboa)

Segundo Beltrão (2009) e Silva (2014), a *Typha domingensis* pertence à família da *Typhaceae*, que engloba um único gênero *Typha*, com cerca de 15 espécies. Estas espécies são facilmente encontradas em sistemas de purificação hídrica onde o seu sistema radicular cresce preso ao substrato e ao caule, e suas folhas se apresentam parcialmente submersas (Figura 7).

Figura 7 – (A) Desenho esquemático da espécie Typhaceae, (B) Detalhe da flor e (C) Rizomas e raízes da Taboa.



Fonte: (A) IFAS, 1990. (B) e (C) o autor.

A *Typha domingensis* é conhecida popularmente como taboa, bucha, capim-de-esteira, paina-de-flecha, dentre outros. Segundo Schwirkowski (2009), a Taboa possui a seguinte descrição: “Planta herbácea paludosa, perene, de rizoma rasteiro, branco, esponjoso e macio; haste floral ereta, cilíndrica, glabra, verde, com até 3 m de altura; folhas invaginantes na base da planta, acuminadas, glabras, lisas, grossas e esponjosas internamente; flores dispostas em densos e condensados racimos espiciformes

cilíndricos, apicais, de cor castanho-avermelhada; espiga masculina mais fina e disposta separadamente e acima da feminina; a inflorescência feminina, de formato cilíndrico, lembra um grande charuto de cor castanho-avermelhada, medindo até 20 cm de comprimento”.

Segundo Beltrão (2009), o sistema radicular desta espécie alcança grande penetração ao solo, permitindo assim uma maior exploração de grande volume de sedimentos. Devido a sua morfologia em adaptação a ambientes inundados, a taboa possui tecidos formados por células retangulares com grandes espaços intercelulares conhecidos por Aerênquimas. Estes espaços tem a função de facilitar o fluxo de gases principalmente oxigênio, entre a parte emergente e a parte submersa (Figura 8), em que parte do oxigênio pode sair do sistema radicular para áreas em torno da rizosfera, que naturalmente é anaeróbio, criando condições de oxidação e decomposição da matéria orgânica de forma aeróbia.

Figura 8 – Detalhes dos aerênquimas nas folhas da Taboa



Fonte: O autor

#### 2.2.4 Remoção de Poluentes nas wetlands

O processo de remoção de poluentes nas *wetlands* é o resultado de um conjunto de complexas interações químicas, físicas e biológicas. A predominância de certos mecanismos, em relação a outros, depende das características do charco e do pré-tratamento dado ao efluente (BELTRÃO, 2009). O Quadro 1 apresentam os principais mecanismos de remoção de poluentes em *wetlands* artificiais.

Quadro 1 – Principais mecanismos de remoção de poluentes nas wetlands artificiais

<b>Poluente</b>	<b>Mecanismos de remoção</b>
Sólidos em suspensão	Sedimentação, floculação e filtração.
Matéria orgânica	Matéria orgânica particulada removida com sólidos suspensos. Sorção de matéria orgânica solúvel. Conversão bioquímica de matéria orgânica biodegradável.
Nitrogênio orgânico	Nitrogênio na forma orgânica removida com sólidos suspensos. Amonificação.
Nitrogênio amoniacal	Fixação nos minerais de argila por troca iônica, <i>stripping</i> , absorção radicular, volatilização (NH <sub>3</sub> ), nitrificação.
Nitratos	Absorção microbiana radicular, desnitrificação.
Fósforo orgânico e inorgânico	Sedimentação e sorção no biofilme da matéria particulada. Absorção radicular e microbiana do fósforo solúvel. Precipitação de fosfatos. Adsorção nos minerais de argila.

Fonte: Adaptado de Beltrão, 2009

A utilização de um único sistema de *wetland* artificial para a remoção de todos os poluentes, em muitas vezes, não alcançam resultados eficientes. Uma vez que cada poluente constituinte é regido por diferentes processos biológicos, físicos e químicos (KIRAKOFE, 2000). Os processos biológicos e químicos dependem de fatores ambientais como: temperatura, oxigênio e pH. Por exemplo, as atividades metabólicas são reduzidas em baixas temperaturas, o que acarreta na redução da remoção de poluentes devido à atividade biológica. Já em baixas concentrações de oxigênio, os processos que envolvem a respiração aeróbia no meio filtrante são limitados, porém favorecem os processos anaeróbios que possam causar degradação adicional na qualidade do efluente. E muitos microrganismos que estão envolvidos no processo de remoção se desenvolve em uma determinada faixa de pH (DORNELAS, 2008).

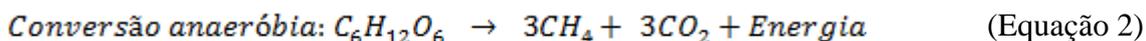
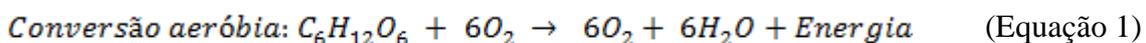
#### 2.2.4.1 Matéria Orgânica

A Demanda Bioquímica de Oxigênio média durante um período de cinco dias (DBO<sub>5</sub>) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) são medidas indiretas da matéria orgânica presente nas águas e águas residuárias, e são utilizadas como indicadores de qualidade (VON SPERLING, 1996). A matéria orgânica é decomposta em *wetlands* construídos com fluxo sub-superficial horizontal por meio de processos microbianos aeróbios e anaeróbios, bem como por sedimentação e filtração da matéria orgânica particulada. Por causa da elevada carga orgânica e da saturação do leito de filtração os processos anóxidos/anaeróbios prevalecem enquanto que os processos aeróbios são

limitados a pequenas regiões adjacentes das raízes e rizomas (perda de oxigênio radial) e a uma fina camada da superfície pode ocorrer a difusão do oxigênio da atmosfera (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2009).

Segundo Dornelas (2008), as reações anaeróbias são realizadas por bactérias facultativas ou anaeróbias estritas, onde se desenvolvem em duas etapas: A primeira é caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de álcoois e ácidos por bactérias formadoras de ácidos. A segunda etapa consiste na contínua conversão da matéria orgânica, através de bactérias formadoras de metano, e geração de novas células, metano e dióxido de carbono.

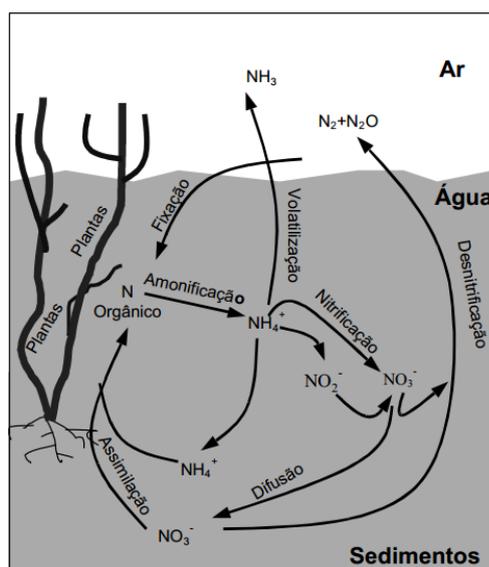
Segundo Von Sperling (1996), o produto final da conversão anaeróbia e aeróbia da matéria orgânica é representado pelas seguintes equações:



#### 2.2.4.2 Nitrogênio

O nitrogênio apresenta um ciclo biogeoquímico muito complexo com várias transformações bióticas e abióticas (Figura 9), onde o controle das transformações deste elemento em *Wetlands* ainda é um desafio para a Engenharia Ambiental e Ecológica. Nestas transformações o nitrogênio está envolvido em sete estados de valências (+5 a -3). Os compostos apresentam diversas formas de nitrogênio inorgânico e orgânico que são essenciais para toda a vida biológica. As principais formas inorgânicas de nitrogênio nas *wetands* são o amônio ( $NH_4^+$ ), Nitrito ( $NO_2^-$ ) e Nitrato ( $NO_3^-$ ). O nitrogênio na sua forma gasosa pode existir na forma de nitrogênio ( $N_2$ ), Óxido Nitroso ( $N_2O$ ), Óxido Nítrico ( $NO_2$  e  $N_2O_4$ ) e Amoníaco ( $NH_3$ ) (VYMAZAL, 2007).

Figura 9 – Ciclo simplificado do nitrogênio em Wetlands.



Fonte: Mitsch & Grosselink, 1993 citado por Lautenschlager, 2001

O Quadro 2 apresenta as transformações das formas de nitrogênio que ocorrem nas *wetlands*. Estas transformações são continuamente envolvidas em transformações químicas a partir de inorgânicos para compostos orgânicos e de orgânicos para compostos inorgânicos. Alguns processos requerem energia para proceder, e outros liberam energia que é utilizada por microrganismos para seu crescimento e sobrevivência (VYMAZAL, 2007).

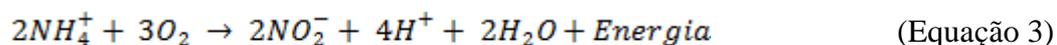
Quadro 2 – Transformações de nitrogênio em wetlands construídos.

Processo	Transformação
Volatilização	$N - Amônia(aq) \rightarrow N - Amônia(g)$
Amonificação	$N - Orgânico \rightarrow N - Amônia$
Nitrificação	$N - Amônia \rightarrow N - Nitrito \rightarrow N - Nitrato$
Nitrato-amonificação	$N - Nittrato \rightarrow N - Amônia$
Desnitrificação	$N - Nittrato \rightarrow N - Nitrito \rightarrow N_2\text{gasoso}, N_2O$
Fixação $N_2$	$N - gasoso \rightarrow N - Amônia(N - Orgânico)$
Absorção pelas plantas e microrganismos (assimilação)	$Amônia, Nitrito, N - Nitrato \rightarrow N - Orgânico$
Adsorção da amônia	
Sedimentação do Nitrogênio Orgânico	
ANAMMOX (oxidação anaeróbia da amônia)	$N - Amônia \rightarrow N_2\text{gasoso}$

Fonte: Adaptado de Vymazal (2007)

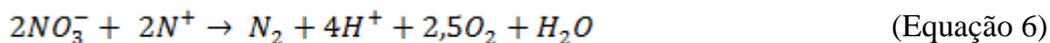
A nitrificação e desnitrificação são os mecanismos predominantes da remoção de nitrogênio nas *wetlands*. Onde o processo biológico de remoção de nitrogênio ocorre em uma sequência de etapas. A nitrificação ocorre primeiro, geralmente na rizosfera e em biofilmes (processo aeróbio). A desnitrificação ocorre em seguida nas regiões abaixo das micro-zonas oxidativas por meio de processo anaeróbio (BELTRÃO, 2009; DORNELAS, 2008).

A nitrificação é um processo normalmente realizado por bactérias quimioautotróficas que consiste na oxidação da amônia a nitrato, tendo o nitrito como intermediário na sequência da reação. Este processo ocorre em duas etapas: primeiro ocorre uma reação aeróbia da amônia a nitrito realizado pelas bactérias *Nitrosomas* (**Equação 3**) e em seguida o nitrito é oxidado aerobicamente a nitrato pela ação das bactérias *Nitrobacter* (**Equação 4**) (VYMAZAL, 2007; DORNELAS, 2008).



Como mencionado em item anterior, às fontes de oxigênio nas *wetlands* são bastante limitadas. Além disso, as bactérias *nitrosomonas* tem concorrência das bactérias heterotróficas pelo oxigênio presente no meio. A DBO do efluente deve ser inferior a 20 mg.L<sup>-1</sup> para que a nitrificação significativa possa ocorrer (CRITIES *et al.*, 2005 *apud* DORNELAS, 2008). Já que para efluentes de elevada DBO o oxigênio disponível que chegar a rizosfera é preferencialmente utilizado pelas bactérias heterotróficas para a oxidação do carbono, conseqüentemente, não havendo oxigênio, a nitrificação cessa assim como a desnitrificação (KIRAKOFE, 2000). Além disso, a temperatura e o tempo de detenção também podem afetar a taxa de nitrificação dentro das *wetlands*.

A desnitrificação corresponde à transformação do nitrato, em condições anaeróbias, em nitrogênio gasoso com a formação de vários intermediários (**Equação 5**). A reação é catalisada pelas bactérias desnitrificantes *Pseudomonas spp.* e outras bactérias como pode ser observado na **Equação 6** (DORNELAS, 2008)



Para que a desnitrificação ocorra é necessário à presença de nitrato, condições anóxicas e fontes de carbono (prontamente biodegradável). A fonte de nitrato é obtida pela nitrificação (etapa precursora a desnitrificação), fazendo do nitrato um fator limitante para a ocorrência da desnitrificação. Este processo ocorre de maneira lenta em meio ácido. Em pH entre 5-6, é produzido o  $N_2O$ . Para pH abaixo de 5, o principal produto nitrogenado é o  $N_2$  (KEFFALA & GHRABI, 2005).

### 2.3 Toxicidade dos efluentes às plantas

Apesar da grande capacidade de sobreviver a ambientes alagados e poluídos, as macrófitas aquáticas apresentam limites de tolerância aos ambientes com elevadas concentrações de amônio, fósforo, metais pesados, sais e ácidos orgânicos presentes em efluentes industriais, agrícolas e domésticos.

Finlayson & Mitchell (1982) realizaram experimentos em casa de vegetação sobre a tolerância de duas espécies de *Typha*: *T. domingensis* e *T. orientalis*, e a espécie *S. validus* a efluentes de suinocultura, matadouro público e vinícola, diluídos em água de irrigação. A Tabela 1 apresenta os principais parâmetros avaliados neste estudo.

Tabela 1 – Principais concentrações de K e nutrientes presentes em efluentes de suinocultura, matadouro público e vinícola.

Efluentes	K (meq.L <sup>-1</sup> )	P (mg.L <sup>-1</sup> )	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )
Suinocultura	31,83±3,37	174,5±24,9	2.014±135
Matadouro público	0,84±0,20	15,1±3,1	139±29
Vinícola	198,33±42,8	345,0±60,8	487±86

Fonte: Adaptado de Finlayson & Mitchell (1982)

Nestes experimentos, as plantas não cresceram em concentrações maiores ou iguais a 30% no efluente de vinícola, bem como, provocou a morte das plantas de todas as espécies após uma semana de irrigação. Por outro lado o efluente da suinocultura foi menos grave às plantas, mas nas concentrações de 60% e 100%, respectivamente, as folhas foram severamente afetadas embora novos brotos e raízes fossem produzidos.

Nas concentrações de 30% e 60% do efluente de matador público ocorreu o crescimento de ambas as espécies de *Typha* sendo em menor proporção para o efluente sem diluição.

O nitrogênio na forma amoniacal e em concentrações elevadas é extremamente tóxico às plantas. Segundo Britto & Kronzucker (2002) os sintomas da toxicidade do amônio nas plantas normalmente aparecem em concentrações externas acima de 0,1 a 0,5 mmol.L<sup>-1</sup> de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (SCHENK & WEHRMANN, 1979; PECKOL & RIVERS, 1995). Num experimento de cultivo hidropônico com cevada (*Hordeum vulgare*) em soluções com concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> variando entre 0,1 e 10 mmol.L<sup>-1</sup> foi observado a clorose das folhas e a severa supressão do crescimento das raízes e, principalmente, dos caules nas altas concentrações de amônio (BRITTO & KROZUCKER, 2002).

No estudo da influência da concentração de Arsênio sobre o teor de clorofila nas folhas de *Typha domingensis* foi observado que em concentrações acima de 0,50 mg.L<sup>-1</sup> de Arsênio houve uma alteração significativa da intensidade do verde das folhas (SILVA, 2014). O Arsênio pode competir com o fósforo e restringir a fosforilação oxidativa diminuindo a síntese de ATP, substância essencial nos processos de armazenamento e transferência de energia na célula e, conseqüentemente, afetar a biossíntese de clorofila (TAIZ & ZEIGER, 2004).

### 3 CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

#### 3.1 Obtenção do efluente do biodigestor

O efluente utilizado no experimento foi originado de um Biodigestor de resíduos sólidos orgânicos, modelo indiano, feito em fibra de vidro e com capacidade de 500 L de volume como pode ser visto na Figura 10.

Figura 10 – Biodigestor de pequeno porte



Fonte: o autor

Este biodigestor foi alimentado diariamente com uma carga de 2,3 kg de restos de comida oriundos da cantina universitária do CAA da UFPE. Estes resíduos eram triturados e diluídos em 2 L de água e acrescidos de mais 8 L do seu próprio efluente antes de serem alimentados no biodigestor. A Tabela 2 apresenta a caracterização do efluente gerado.

Tabela 2 - Caracterização do efluente do biodigestor.

Parâmetros	Valores
DQO	19.565 mg.L <sup>-1</sup>
NTK	2.237 mg.L <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub>	1.407 mg.L <sup>-1</sup>
pH	7,91±0,06

Fonte: o autor

### 3.2 Preparação do experimento

O experimento foi conduzido na casa de vegetação do Departamento de Química da UFRPE. As *wetlands* utilizadas no experimento foram montadas em vasos plásticos de 12L. Cada *wetland* foi constituída por uma muda de Taboa plantada em areia lavada (substrato). Foram empregados 05 tratamentos com as diluições do efluente baseada em Bialowiec & Randerson (2010): 1- Testemunha Absoluta (irrigada com a Solução 2 de Hoagland); 2- Efluente diluído em água a 12,5%; 3- Efluente diluído em água 25%; 4- Efluente diluído em água a 50% e 5- Efluente não diluído (a 100%), com 05 repetições, totalizando 25 parcelas (*wetlands*), que foram distribuídas ao acaso sobre uma bancada de madeira na casa de vegetação e foram irrigadas diariamente com aproximadamente 400 mL de solução por vaso, durante seis semanas.

#### 3.2.1 Preparação do substrato

O substrato utilizado no experimento foi uma areia branca e fina muito utilizada em acabamentos na construção civil que contem matéria orgânica e substâncias solúveis que foram eliminadas pela lavagem da areia com água corrente, restando somente a areia inerte. A lavagem da areia foi feita em baldes plásticos de 12 L, utilizando-se uma mangueira colocada até o fundo do balde, provocando uma lavagem uniforme de toda areia. Após encher o balde com água, esperava-se a areia decantar e em seguida descartava-se toda a água acima da areia. Este procedimento foi repetido até que a água sobrenadante ficasse límpida.

A Figura 11 apresenta a evolução das lavagens, desde a 1ª lavagem (onde se vê uma água suja com os coloides de matéria orgânica e outras partículas) até a última lavagem onde se observa uma água límpida. Ao final desse procedimento, foram adicionados 200 mL de ácido clorídrico comercial em cada balde, por um período de incubação de 24h, para eliminação definitiva de todas as impurezas. Após este período,

a areia foi novamente lavada com água corrente até que atingir o mesmo valor do pH da água utilizada na lavagem (HOAGLAND & ARNOM, 1950), Figura 12.

Figura 11 – Lavagem da areia usada como substrato das *wetlands*.



Fonte: o autor

Figura 12 – Lavagem da areia para eliminação do ácido



Fonte: o autor

### 3.2.2 Coleta e preparo das mudas de Taboa

A macrófita escolhida para o teste de toxicidade do efluente foi a Taboa (*Typha domingensis*), que é bastante utilizada em trabalhos de fitoremediação por ser uma planta tolerante a ambientes alagados e poluídos e, também, por ser facilmente encontrada na região do agreste pernambucano. As plantas de Taboa foram coletadas

em um pequeno charco, localizado no Distrito Industrial em Caruaru-PE (Figura 13-A e B). Foram retiradas plantas jovens inteiras com aproximadamente 50 cm de altura (parte aérea) e com rizomas de 20 cm de comprimento, espécie de caule que cresce horizontalmente, geralmente subterrâneo, (Figura 13-C). Após sua retirada do charco, as plantas foram lavadas com água corrente e foram acondicionadas em papel de jornal umedecido com água (Figura 13-D e E) para serem transportadas para a Universidade Federal Rural de Pernambuco situada no Bairro de Dois Irmãos-Recife. Na UFRPE, as plantas foram plantadas em baldes de 12 L, contendo areia lavada como substrato e irrigadas diariamente com a Solução 2 de Hoagland & Amon, para a obtenção das mudas (Figura 13-F).

Figura 13 – Descrição das atividades: (A) Charco onde foram coletadas as Taboas, (B) Coleta das Taboas, (C) Taboa Jovem, (D) Raízes e rizomas lavados, (E) Plantas condicionadas em Jornal umedecido com água e (F) Viveiro para o cultivo de mudas.



Fonte: o autor

Existem inúmeras soluções nutritivas utilizadas nos trabalhos de nutrição mineral das plantas, dentre as quais se destacam as Soluções Nutritivas 1 e 2 de Hoagland & Arnon. Nesse experimento foi utilizada a Solução 2, que contém duas fontes químicas diferentes de Nitrogênio o amônio e o nitrato e apresenta um maior controle de pH (EPSTEM & BLOOM, 2006). A Tabela 3 apresenta os volumes das soluções estoques que são utilizados no preparo de 01 litro das Soluções Nutritivas 1 e 2 de Hoagland & Arnon. Somente a solução 2 foi usada nesse experimento. Na Tabela 4 são apresentadas as quantidades dos macronutrientes e dos micronutrientes contidos em cada litro de solução.

Tabela 3 – Volumes das soluções estoques empregados no preparo de um litro de cada uma das duas soluções nutritivas de Hoagland e Arnon.

Solução Estoque	Concentração		Solução 1	Solução 2
<b>Monoamônio fosfato (NH<sub>4</sub>H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)</b>	(1,0M)	115 g.L <sup>-1</sup>	-	1 mL
<b>Fosfato monobásico de potássio (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)</b>	(1,0M)	136 g.L <sup>-1</sup>	1 mL	-
<b>Nitrato de potássio (KNO<sub>3</sub>)</b>	(1,0M)	101 g.L <sup>-1</sup>	5 mL	6 mL
<b>Nitrato de cálcio [Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>.4H<sub>2</sub>O]</b>	(1,0M)	236 g.L <sup>-1</sup>	5 mL	4 mL
<b>Sulfato de magnésio (MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O)</b>	(1,0M)	246 g.L <sup>-1</sup>	2 mL	2 mL
<b>Fe-EDTA (*)</b>	-	-	1 mL	1 mL
<b>Micronutrientes (**)</b>	-	-	1 mL	1 mL

Fonte: Adaptado de Hoagland & Arnon (1950)

(\*) **Solução de Fe-EDTA.** Pesar 38,5 g de Fe-EDTA (13% de Fe), dissolver em água destilada e completar o volume para um litro.

(\*\*) **Solução de Micronutrientes sem Ferro.** Dissolver para um litro, em água destilada: 2,86 g de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>; 1,81 g de MnCl<sub>2</sub>.4H<sub>2</sub>O; 0,22 g de ZnSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O; 0,08 g de CuSO<sub>4</sub>.5H<sub>2</sub>O e 0,02 g de H<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>.H<sub>2</sub>O. Alternativamente, pode se preparar esta solução, pesando 67g do fertilizante “Quelatec A-Z” ® e dissolvendo para 1 litro (solução estoque), em seguida procede-se a diluição de 1 mL desta para preparo de 1 L de solução diluída.

Tabela 4 – Concentração dos macronutrientes e micronutrientes na solução de Hoagland & Arnon.

Macronutrientes	Concentração	Micronutrientes	Concentração
N	15 mM – 210 mg/L	F	89 µM – 5.000 µg/L
P	1 mM – 31 mg/L	B	47 µM – 518 µg/L
K	6 mM – 234 mg/L	Mn	14,37 µM – 790 µg/L
Ca	4 mM – 160 mg/L	Zn	0,77 µM – 50,12 µg/L
Mg	2 mM – 48 mg/L	Cu	0,32 µM – 20,33 µg/L
S	2 mM – 64 mg/L	Mo	0,11 µM – 10,66 µg/L

Fonte: Adaptado de Hoagland e Arnon (1950)

### 3.2.3 Preparação das *Wetlands*

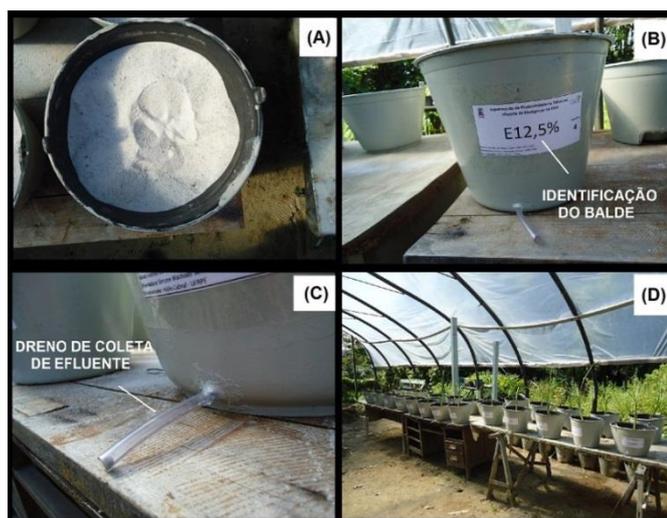
As mudas geradas no viveiro da casa de vegetação da UFRPE passaram por um processo de triagem, sendo coletadas plantas jovens com características anatômicas semelhantes, como a altura das plantas e a espessura do pseudocaule. Essas mudas foram transplantadas para os baldes (*wetlands*) contendo aproximadamente 12,5 kg de areia lavada, deixando-se uma muda por *wetland*. Cada *wetland* apresentavam um dreno na parte inferior, de onde foi feita a coleta dos efluentes (Figura 14 e Figura 15).

Figura 14 – Transplante das mudas: (A) retirada das mudas do balde, (B) retirada do substrato das raízes, (C) acomodação da muda no substrato do experimento e (D) plantio das mudas nos baldes do experimento.



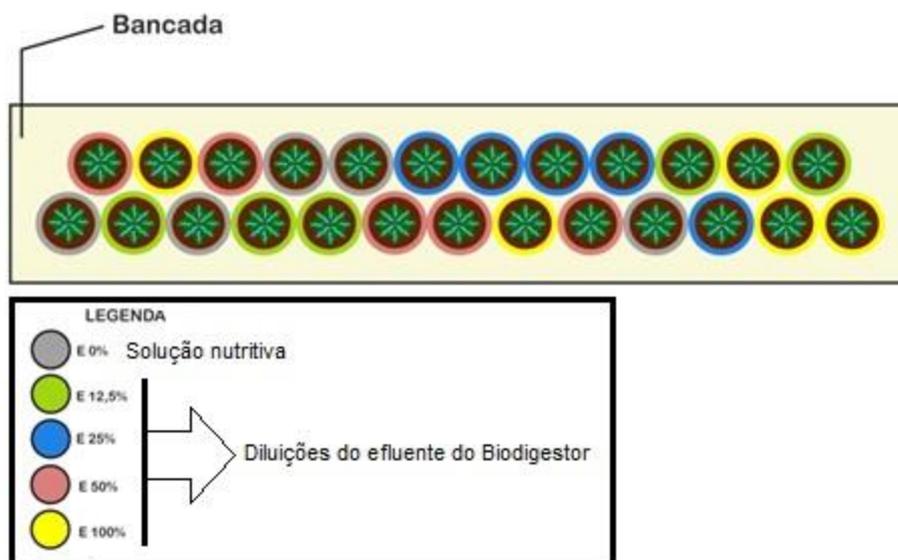
Fonte: o autor

Figura 15 – Preparação do experimento: (A) balde com areia lavada, (B) balde com identificação do efluente, (C) dreno para coleta de efluente e (D) distribuição das *wetlands* sobre a bancada na casa de vegetação.



Fonte: o autor

As *wetlands* foram posicionadas de maneira aleatória e casualizada, numa bancada da casa de vegetação (Figura 16).

Figura 16 – Layout da disposição das *wetlands* na casa de vegetação

Fonte: o autor

### 3.3 Teste de toxicidade do efluente

A toxicidade do efluente às plantas de *Taboa* foi avaliada através das variáveis: altura das plantas, diâmetro do pseudocaule, produção de matéria seca da parte aérea e taxa de letalidade das plantas. Foram feitas análises das propriedades iniciais do efluente puro e diluído, bem como da Solução 2 de Hoagland & Arnon que estão apresentadas na Tabela 5

Tabela 5 – Propriedades iniciais do efluente usado no experimento

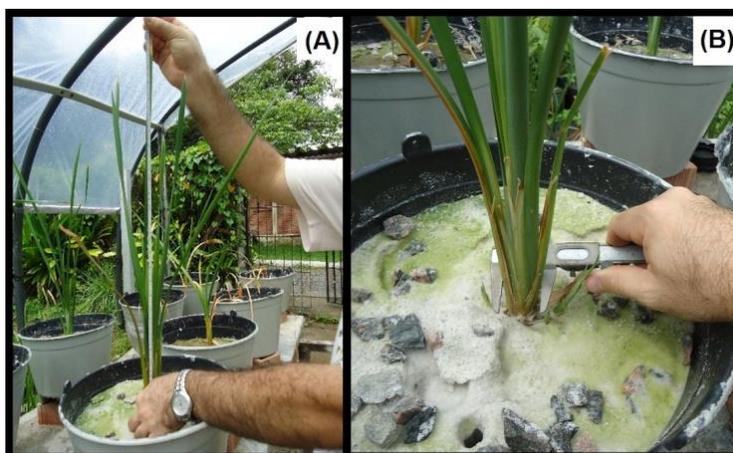
Parâmetros	Unid.	Solução 2 de Hoagland	Solução do Efluente %			
			12,5	25	50	100
DQO	mg de O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	36 ± 24	1.600 ± 800	3.074 ± 585	10.740	19.565
Nitrogênio Kjeldahl	mg/ L <sup>-1</sup>	21 ± 14	347 ± 59	633 ± 52	1.274	2.237
Nitrogênio Amoniacal	mg/ L <sup>-1</sup>	6 ± 4	193 ± 33	412 ± 18	723	1.407
pH		5,80 ± 0,60	7,46± 0,96	7,85± 0,08	7,83	7,91± 0,06

Onde a cada semana foi retirada uma amostra do efluente, através dos drenos, para a realização de análises destes parâmetros, no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA), localizado no CAA da UFPE em Caruaru-PE.

### 3.3.1 Monitoramento do crescimento das plantas

A altura e a espessura dos pseudocaules das plantas foram mensuradas semanalmente utilizando-se de trena e paquímetro, respectivamente, como pode ser observado na Figura 17.

Figura 17 – (A) Medição da altura da maior folha e (B) Medição do pseudocaule



Fonte: o autor

A coleta da parte aérea das plantas tratadas com o efluente a 100% foi realizada na primeira semana após iniciado o experimento, ocasião em ocorreu a morte de todas as plantas, cortando-se as plantas com um estilete na altura do colo, a cerca de 2 cm do substrato (Figura 18).

Figura 18 – Corte das folhas para análise da matéria seca



Fonte: o autor

As plantas tratadas com o efluente a 50% também não resistiram e foram coletadas na segunda semana. Por outro lado, as plantas tratadas com o efluente a 12,5 e 50%, bem como as irrigadas com a solução de Hoagland & Arnon foram coletas após

seis semanas de cultivo. Após a coleta, as plantas foram colocadas em sacos de papel, devidamente etiquetados de acordo com os tratamentos, e encaminhados a uma estufa de aeração forçada, regulada a  $65\pm 5^{\circ}\text{C}$ , por um período de aproximadamente 72h. Após a secagem, as plantas foram pesadas numa balança analítica.

### 3.3.2 Monitoramento do efluente drenado das *wetlands*

Para analisar a evolução e a eficiência do tratamento do efluente, através das *wetlands*, foram realizadas coletas semanais dos efluentes de cada parcela do experimento.

As medições do pH do substrato drenado das *wetlands* foram feitas na casa de vegetação utilizando-se um pHmetro de solo modelo HI 99121 da Hanna como pode ser observado na Figura 19.

Figura 19 - Medição do pH do substrato da wetland



Fonte: o autor

As outras variáveis monitoradas: Demanda Química de Oxigênio, Nitrogênio total e Amoniacal, foram analisadas no Laboratório de Engenharia Ambiental (LEA) do CAA da UFPE em Caruaru, conforme Tabela 6.

Tabela 6 – Monitoramento do efluente - Parâmetros, frequência e metodologia.

Parâmetro	Frequência	Metodologia
pH	Semanal	Potenciométrica
Demanda Química de Oxigênio – DQO	Semanal	Titulométrico 5220B *
Nitrogênio Total Kjeldahl – NTK	Semanal	Titulométrico 4500B *
Nitrogênio Amoniacal – NH <sub>4</sub>	Semanal	Titulométrico 4500C *

Fonte: o autor

\*Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005)

Para avaliar a influência da concentração do efluente de biodigestor nas variáveis do crescimento das plantas e dos parâmetros do efluente drenado nas *wetlands* foram realizadas análises estatísticas da variância (ANOVA) e o teste de Tukey. Estas análises foram feitas pelo programa Excel 2010.

## 4 CAPÍTULO 4 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Toxicidade do efluente às plantas

#### 4.1.1 Taxa de mortalidade das plantas

Na primeira semana, a mortalidade de algumas plantas começou a ocorrer. Na Tabela 7 são apresentados os dados da mortalidade das plantas, onde se pode observar que o efluente nas concentrações de 50 e 100% provocou a morte de todas as plantas na segunda semana e na primeira semana, respectivamente. O efluente na diluição de 25% também promoveu danos às plantas, embora 80% delas tenham resistido durante as seis semanas do experimento.

Tabela 7 – Taxa de mortalidade das plantas ao longo das semanas.

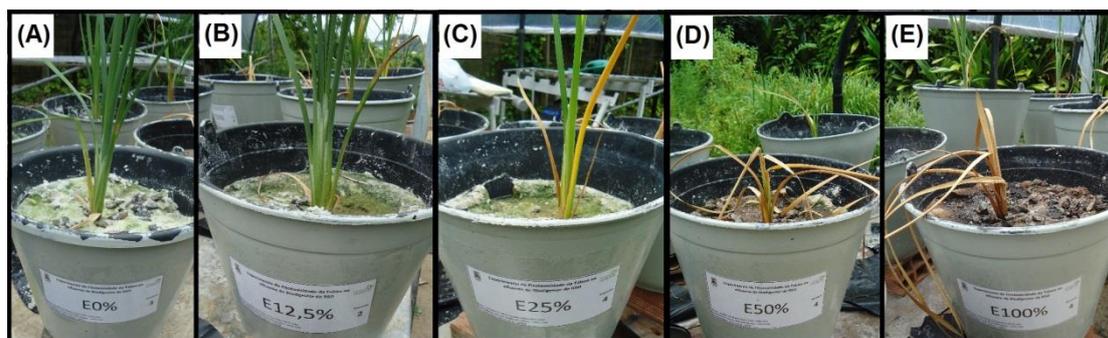
Grupo de Plantas	Taxa de mortalidade das plantas ao longo das semanas						Observações
	1	2	3	4	5	6	
E0	0%	0%	0%	0%	0%	0%	Não houve mortes
E12,5	0%	0%	0%	0%	0%	0%	Não houve mortes
E25	0%	0%	0%	0%	20%	0%	Apenas uma morte na semana 5
E50	0%*	100%	-	-	-	-	*Na semana 1 todas as plantas ainda estavam vivas porém, todas morreram na semana 2
E100	100%	-	-	-	-	-	Todas morreram na semana 1

O efeito nocivo do efluente sobre as plantas pode ser verificado, visualmente, logo nos primeiros dias de iniciados os tratamentos, através da murcha das folhas e a pela ausência total da pigmentação verde (Clorose), devido à redução da síntese de clorofila (Figura 20-E). Resultados de teste de toxicidade de efluente de suinocultura sobre plantas de *Typha spp.*, também mostraram que as plantas não cresceram quando tratadas com o efluente não diluído, embora tenham sobrevivido quando tratadas com o efluente diluído a 50%, (CSIRO, 1980 *apud* FINLAYSON & MITCHELL, 1982).

Finlayson & Michell (1982) testaram a propagação vegetativa de plantas de espécies de *Typha spp.* e de *S. validus* tratadas com efluente de vinícola, matadouro e suinocultura. As plantas tratadas com efluente de vinícola também não resistiram à primeira semana de irrigação com o efluente diluído a 30%. O uso de efluente de

matadouro público nas concentrações de 30 e 60% promoveu o crescimento das plantas. Por outro lado, o efluente de suinocultura foi o que apresentou menor toxidez às plantas. Nas concentrações de 60 e 100% as folhas apresentaram sintomas de toxidez, embora novas brotações tenham sido produzidas tanto na parte aérea, como nas raízes das plantas.

Figura 20 – Resposta das plantas à irrigação das diversas concentrações de efluente após uma semana de irrigação: (A) 0% solução nutritiva, (B) 12,5% efluente, (C) 25% efluente, (D) 50% efluente e (E) 100% efluente.



Fonte: o autor

As altas concentrações de Nitrogênio total e na forma de  $\text{NH}_4^+$ , bem como a elevada Demanda Química de Oxigênio, Tabela 5, presentes no efluente, provavelmente contribuíram com a letalidade das plantas. No experimento de Bialowiec & Randerson (2010) com a *Salix amygdalina* a análise da composição química dos efluentes que causaram a necrose das raízes das plantas, dificultando o crescimento e desenvolvimento, também, mostrou uma elevada carga nitrogênio e matéria orgânica.

#### 4.1.2 Crescimento das plantas

A variação da altura das plantas após 06 semanas de irrigação com o efluente não foi significativa, ao nível de 5% de probabilidade, conforme resultados da análise de variância (ANOVA), indicando nenhum efeito do efluente sobre essa variável de crescimento. Resultado semelhante foi obtido por Hussar *et al.* (2004) para a couve irrigada com diferentes concentrações de efluente de reator anaeróbio, que não teve influência marcante na altura das plantas.

A análise de variância e o teste de Tukey, ao nível de 5% de probabilidade, mostraram que a espessura do pseudocaule diminuiu a partir da primeira semana de irrigação com o uso do efluente em concentrações acima de 25%. Por outro lado, as

plantas irrigadas com o efluente 12,5% aumentaram o diâmetro do pseudocaule ao longo das 06 semanas cujos valores não diferiram estatisticamente do diâmetro do pseudocaule das plantas irrigadas com a solução nutritiva de Hoagland & Arnon (0% de efluente) como pode ser observado na Tabela 8.

Tabela 8 - Espessura média do pseudocaule das plantas irrigadas com a solução nutritiva (0% de efluente) e com o efluente diluído, ao longo 06 das semanas.

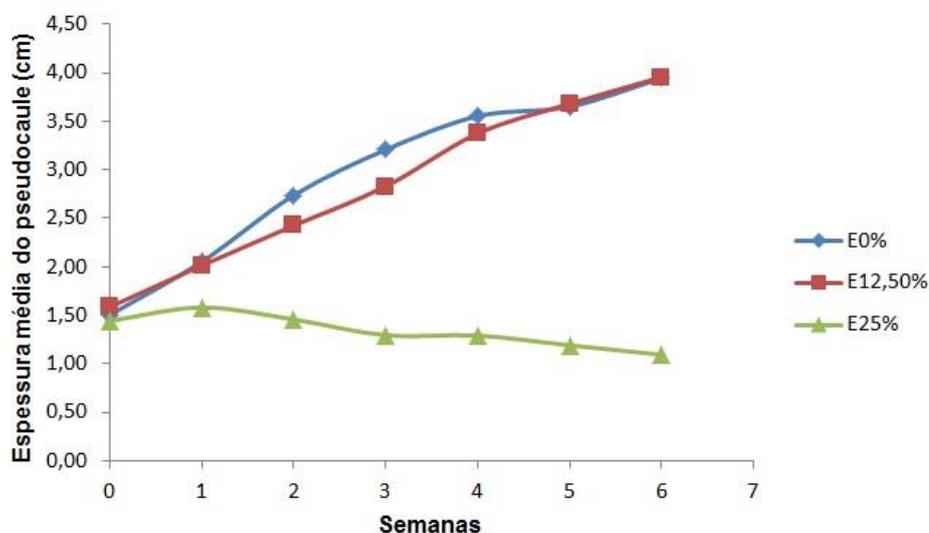
Diluições do efluente	Espessura média do pseudocaule ao longo das semanas do experimento					
	Sem1	Sem2	Sem3	Sem4	Sem5	Sem6
0%	2,02 A	2,74A	3,21A	3,55A	3,65A	3,94A
12,5%	2,01 A	2,42A	2,83A	3,37A	3,68A	3,95A
25%	1,58AB	1,46B	1,29B	1,29B	1,19B	1,09B
50%	1,32B	1,24B	-	-	-	-
100%	1,24B	1,20B	-	-	-	-
<b>DMS **</b>	0,527289	0,545857	0,727020	1,059230	1,005175	0,922384

\*Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si. Tukey a 5% de probabilidade.

\*\* Diferença mínima significativa.

A Figura 21 apresenta a variação da espessura do pseudocaule longo das 06 semanas de irrigação com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com efluente nas concentrações de 12,5% e 25%.

Figura 21 – Variação da espessura do pseudocaule de plantas de Typha, ao longo das 06 semanas de irrigação com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com efluente nas concentrações 12,5% e 25%.



A produção de matéria seca da parte aérea das plantas variou significativamente, ao nível de 5% de probabilidade, conforme análise de variância (ANOVA). As plantas irrigadas com a Solução Nutritiva e com o efluente a 12,5% produziram mais matéria

seca do que as plantas as plantas irrigadas com o efluente a 25%, evidenciando o efeito nocivo do efluente em concentrações iguais ou superiores a 25%. O efluente a 12,5% beneficiou o crescimento das plantas com a produção de matéria seca semelhante estatisticamente à produção de matéria seca das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva, conforme Tabela 9 e Figura 22, mostrando a riqueza do efluente em nutrientes minerais essenciais às plantas. Contudo, mesmo não diferindo estatisticamente, a produção de matéria seca das plantas irrigadas com o efluente a 12,5% foi 32,5% menor que do que a matéria seca das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva (0% de efluente), sugerindo que novos testes sejam feitos com o efluente mais diluído para se determinar qual a melhor resposta das plantas.

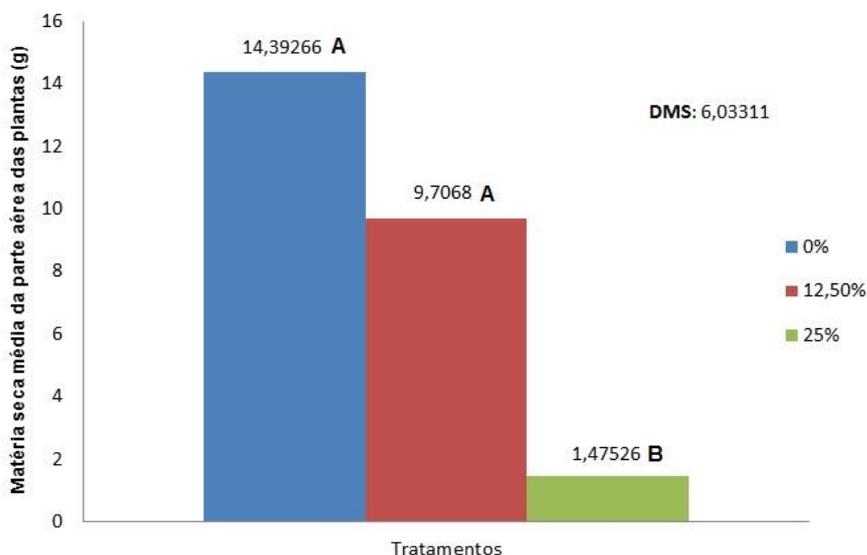
Tabela 9 – Valores médios da matéria seca da parte aérea das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com o efluente nas concentrações de 12,5% e 25%.

Tratamentos	Matéria seca média (g)
E0%	14,3927 <sup>a</sup>
E12,5%	9,7068 <sup>a</sup>
E25%	1,4753 <sup>B</sup>
<b>DMS**</b>	6,0331

\*Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si, Tukey a 5% de probabilidade.

\*\* Diferença mínima significativa.

Figura 22 – Valores médios da matéria seca da parte aérea das plantas irrigadas com a Solução Nutritiva (0% de efluente) e com o efluente nas concentrações de 12,5% e 25%.



Pode-se observar na Figura 23 que nas plantas que foram irrigadas com solução nutritiva (com 0% de efluente) e com o efluente na concentração de 12,5% houve uma

brotação significativa, quando comparada as plantas que receberam o efluente a 25% durante o período de irrigação de 06 semanas. Resultados semelhantes foram obtidos por Finlayson & Michell 1982, que verificaram que uso de efluente de matadouro público nas concentrações de 30 e 60% promoveu o crescimento das plantas. Concluíram também que o uso do efluente de suinocultura nas concentrações de 60% e até mesmo a 100%, as folhas de *Typha* apresentaram sintomas de toxidez, embora novas brotações tenham sido produzidas tanto na parte aérea, como nas raízes das plantas.

Figura 23 – Brotação das plantas após 06 semanas de irrigação com: (A) Solução Nutritiva (0% de efluente), (B) 12,5% de efluente e (C) 25% de efluente.



Fonte: o autor

## 4.2 Tratamento do efluente na wetland

A Tabela 10 mostra os valores de DQO, NTK e  $N-NH_4^+$  dos afluentes, os valores médios dos efluentes drenados e as eficiências médias de remoção desses três parâmetros das *Wetlands* irrigadas com o efluente de biodigestor nas concentrações de 12,5% e 25%.

Tabela 10 – Remoção de DQO, NTK e  $N-NH_4^+$  em termos de concentração para as *wetlands* E12,5% e E25%, ao longo das semanas.

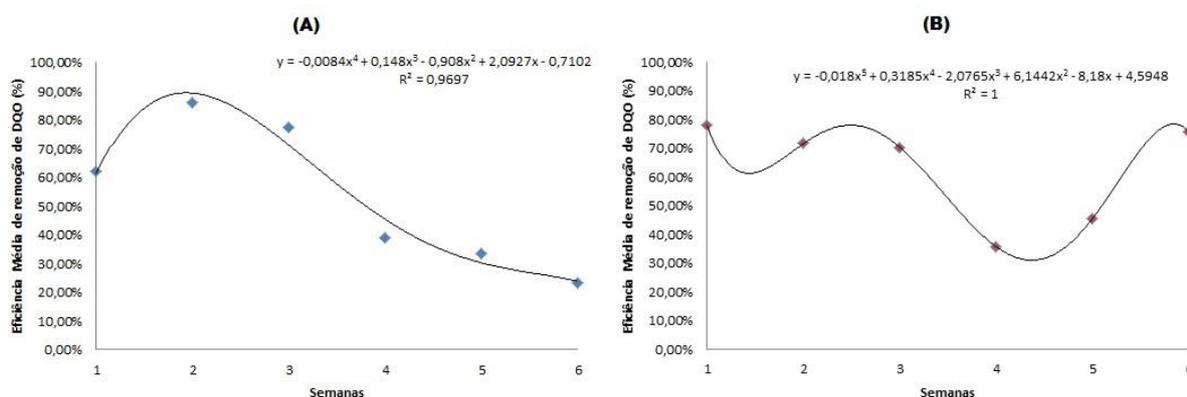
Parâmetros	Tratamento E12,5%			Tratamento E25%		
	Valor médio do Afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Valor médio do Efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção média em concentração (%)	Valor médio do Afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Valor médio do Efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	Remoção média em concentração (%)
DQO	1.602	738	54	3.074	1.108	64
NTK	347	164	53	633	247	61
$N-NH_4^+$	232	106	54	412	170	59

#### 4.2.1 Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A análise de regressão dos dados de remoção das *wetlands* tratadas com o efluente a 12,5% e a 25% ao longo das 06 semanas mostra que os dois sistemas apresentaram diferenças na eficiência da remoção da DQO. As equações e curvas ajustadas da eficiência de remoção são apresentadas nas Figuras 24A e 24B onde se vê que há uma maior estabilidade da remoção da DQO nas *wetlands* tratadas com o efluente a 12,5%, enquanto que há uma grande oscilação da remoção da DQO nas *wetlands* tratadas com o efluente a 25%, ao longo das 06 semanas de irrigação. Nas *wetlands* irrigadas com o efluente a 12,5% há um aumento da remoção nas duas primeiras semanas e depois ocorre uma diminuição da eficiência da remoção até a sexta semana. Essa remoção provavelmente se deve à saturação do substrato (areia), ou seja, uma retenção física das partículas da matéria orgânica e íons. Uma vez que as raízes das plantas, ainda em fase de crescimento e desenvolvimento, pouco contribuíram com a remoção.

Os processos microbiológicos anaeróbios responsáveis pela maior parte da degradação da matéria orgânica, bem como os processos aeróbios limitados pelas zonas próximas às raízes e na superfície do leito necessitam de um sistema radicular e de um biofilme bem desenvolvidos (VYMAZAL & KRÖPFLOVÁ, 2009).

Figura 24 – Eficiência média de remoção de DQO ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente de biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25% (B).



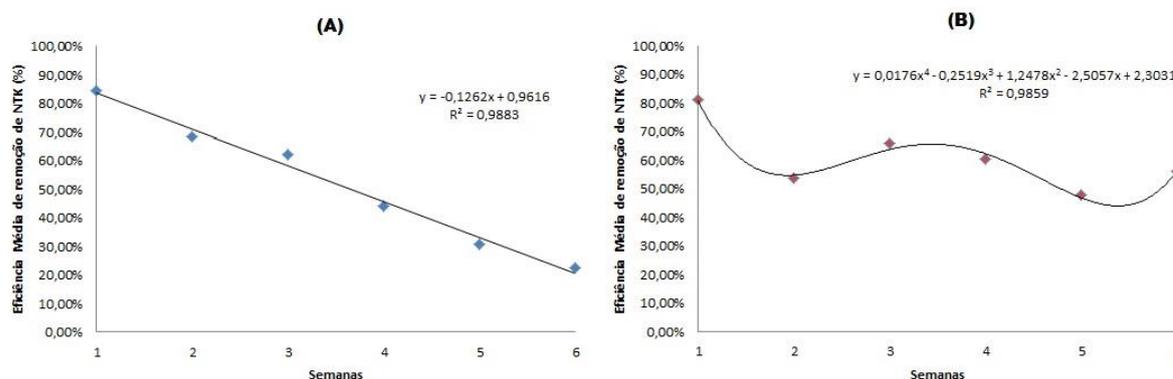
Ao final das 06 semanas de experimento a eficiência média da remoção de DQO foi de 54% para as *wetlands* E12,5% e de 64% para as *wetlands* E25%. Dornelas (2008) obteve 71% de remoção da DQO de efluente de reatores UASB utilizando *wetlands* de fluxo subsuperficial plantados com *Typha latifolia*. Contudo, as plantas dessas *wetlands*

já estavam adaptadas com mais de três meses de cultivo quando receberam o afluente, além de terem sido realizados alguns replantios que aumentaram densidade da cobertura vegetal.

#### 4.2.2 Remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

A análise de regressão das médias da remoção das *wetlands* tratadas com o efluente a 12,5% e a 25% mostra que os dois sistemas apresentaram diferenças na eficiência da remoção de NTK ao longo das 06 semanas. As equações e curvas ajustadas são apresentadas nas Figuras 25A e 25B onde se vê uma maior estabilidade na remoção de NTK para as *wetlands* tratadas com efluente a 12,5%, que diminui de forma constante e linear ao longo do tempo de irrigação. Por outro lado, observa-se que a remoção de NTK nas *wetlands* irrigadas com efluente a 25% apresentou o mesmo comportamento oscilante verificado na remoção da DQO. Essas semelhanças nos resultados da remoção da DQO e do NTK nos dois tratamentos refletem o conteúdo de matéria orgânica dos afluentes que saturou o substrato nas duas primeiras semanas, permitindo a partir daí, o aumento da lixiviação das partículas com o tempo de irrigação e, conseqüentemente, diminuindo a eficiência de remoção (VYMAZAL, 2007).

Figura 25 – Eficiência média de remoção de NTK ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25% (B).



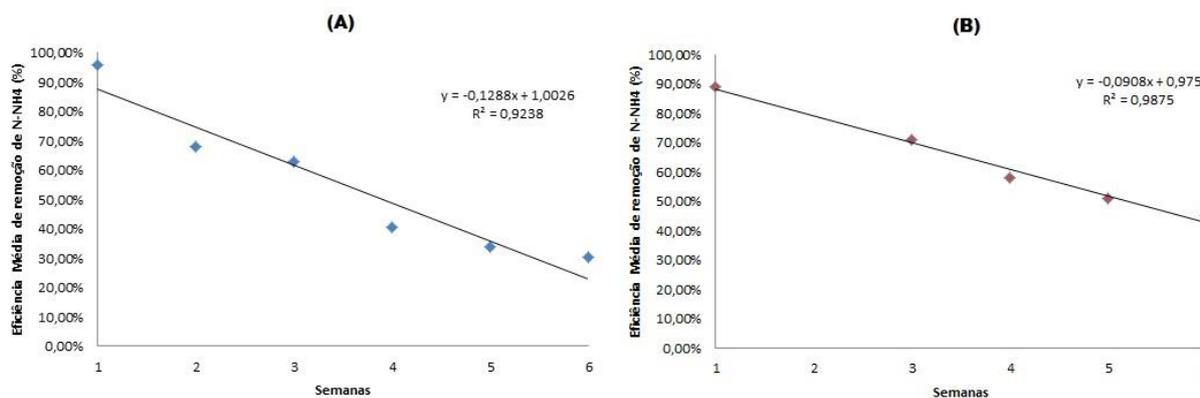
Ao final das 06 semanas de experimento a eficiência média da remoção de NTK foi de 53% nas *wetlands* E12,5% e de 61% nas *wetlands* E25%. Sousa *et al.* (2000), utilizando *wetlands* de fluxo subsuperficial plantados com a macrófita *Juncos sp*, após 26 semanas de cultivo, obteve 87% de remoção de NTK do efluente de um reator tipo

UASB, que continha 60 mg de NTK..L<sup>-1</sup>. A adaptação, o desenvolvimento das plantas e do tempo de cultivo favoreceu essa maior eficiência da remoção.

#### 4.2.3 Remoção de Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

A análise de regressão das médias de remoção das *wetlands* tratadas com o efluente a 12,5% e a 25% mostra que os dois sistemas apresentaram o mesmo comportamento na eficiência da remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. As equações e curvas ajustadas são apresentadas nas Figuras 26A e 26B onde se observa que a eficiência média de remoção de Nitrogênio Amoniacal diminui linearmente com o aumento do período de irrigação, em ambos os tratamentos. A natureza iônica e a carga do nitrogênio amoniacal facilitam a sua lixiviação no substrato (areia) do sistema *wetland*, aumentando sua concentração no efluente drenado (TAIZ & ZEIGER, 2004). Isto confirma a baixa contribuição das plantas no processo de filtração e remoção de nutrientes.

Figura 26 – Eficiência média de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ao longo de 06 semanas de irrigação com efluente de biodigestor nas *wetlands* E12,5% (A) e E25% (B).



Ao final das 06 semanas de experimento a eficiência média da remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foi de 54% para as *wetlands* E12,5% e de 59% para as *wetlands* E25%. Resultados semelhantes foram encontrados por Mannarino *et al.* (2006), onde utilizando *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial plantados com a macrófita *Typha angustifolia*, obtiveram uma taxa de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> de 51% no tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Pirai-RJ, que tinha uma concentração de 323 mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>.

#### 4.2.4 Valores de pH do Afluente, Efluente e do Substrato

A Tabela 11 apresenta os valores médios do pH do Afluente, Efluente e do Substrato nas *wetlands* dos tratamentos E12,5% e E25% ao longo das 06 semanas de cultivo. A análise de variância mostrou que não houve variação significativa para os valores de pH dos afluentes, dos efluentes e nem dos substratos, mostrando que essa variável não sofreu nenhuma influência nos dois sistemas.

Tabela 11 – Valores do pH dos Afluentes, dos Efluentes e dos Substratos das *wetlands* E12,5% e E25% , ao longo das 06 semanas

Semana	Tratamento E12,5%			Tratamento E25%		
	pH do Afluente	pH médio do Efluente	pH médio do Substrato	pH do Afluente	pH médio do Efluente	pH médio do Substrato
1	5,52	8,25	7,30	7,75	8,37	7,63
2	7,93	7,26	7,35	7,85	7,84	7,54
3	7,86	7,10	7,27	7,95	7,41	7,14
4	7,72	7,28	6,62	7,81	7,57	7,16
5	7,64	7,09	6,60	7,79	7,55	6,83
6	8,09	7,14	6,91	7,94	7,65	7,11
<b>Média</b>	<b>7,46</b>	<b>7,35</b>	<b>7,01</b>	<b>7,85</b>	<b>7,73</b>	<b>7,24</b>

## 5 CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES

O efluente de biodigestor não diluído e na diluição de 50% provocou a morte de todas as plantas de Taboa, nas duas primeiras semanas, mostrando-se extremamente tóxico. O efluente a 25% também provocou a diminuição do crescimento das plantas após 06 semanas de irrigação.

A altura das plantas não variou significativamente com o aumento da concentração do efluente. A espessura do pseudocaule e a produção de matéria seca da parte aérea das plantas diminuíram significativamente ao longo das 06 semanas de irrigação com o efluente a 25%.

O efluente a 12,5% promoveu o crescimento das plantas, mostrando a riqueza do efluente em nutrientes essenciais às plantas e a possibilidade de seu uso em doses mais diluídas.

A eficiência média de remoção de DQO, NTK e de  $\text{N-NH}_4^+$ , nos dois sistemas de *wetlands* tratadas com o efluente a 12,5% e 25%, foram aproximados indicando apenas uma retenção física das partículas da matéria orgânica e íons no substrato (areia), uma vez que as raízes das plantas, ainda em fase de crescimento e desenvolvimento, pouco contribuíram com essa remoção. Os valores de pH dos efluentes e dos substratos, em ambos os sistemas de *wetlands*, não apresentaram diferenças significativas.

## 6 REFERÊNCIAS

APHA - AWWA - WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20<sup>a</sup> ed. Washington, D. C.: AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 2005.

AURÉLIO, B. H., “Dicionário Aurélio da Língua Portuguesa - Nova Ortografia” Ed: Positivo 8<sup>a</sup> Ed., São Paulo, 2010.

BELTRÃO, K. G. Q. de B. (2006), Sistema de barreira bioquímica como alternativa para o tratamento de percolado, Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 168p.

BIALOWIEC, A.; RANDERSON, P.F. Phytotoxicity of landfill leachate on willow – *Salix amygdalina* L. 2010. Waste Management (30) 1587-1593.

BOWMER, K. H. (1985) Detoxication of effluents in a macrophyte treatment system, Water Res., Vol.19, n<sup>o</sup>1, pp 57-62.

BRABER, K. (1995). “Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough”. Biomass and Bioenergy, 9 (1–5):365–376.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio de desempenho fenológico da Taboa (*Typha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído, Engenharia Sanitária Ambiental, Vol.12, n<sup>o</sup>3, jul/set 2007, 266-272.

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of *wetlands* plants – the root-zone method, 1987, Water Science Technology, Vol-19, Rio, pp. 107-118.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; MANNARINO, C. F.; SILVA, H. R.; BORBA, S. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piraí (RJ) utilizando *wetlands*; VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SIBESA), Vitória-ES, Setembro de 2002

CHANAKYA, H. N; RAMACHANDRA, T. V.; GURUPRASAD, M.; DEVI, V. Micro-treatment options for components of organic fraction of MSW in residential areas. Environmental Monitoring and Assessment, 2007, Vol.135, pp 129–139.

DE BAERE L., (2003) State-of-the-art of anaerobic digestion of municipal solid waste, Proceedings of the 9th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Itália; 6 - 10 Outubro 2003.

DEGANUTTI, R.; PALHACI, M. C. J. P.; ROSSI, M.; TAVARES, R.; SANTOS, C. Biodigestores rurais: modelo indiano, chinês e batelada; SBPN - Scientific Journal, Sao Paulo, v. 5, n. 1, p. 74-75, 2001. Edição dos Anais da 9ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Pesquisadores Nikkeis, Bauru, 2001.

DORNELAS, F. L. (2008), Avaliação do desempenho de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, dissertação de mestrado, Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 115p.

EPSTEIN, E. ; BLOOM, A. J. Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas. Trad. por Maria Edna Tenório Nunes, Londrina: Editora Planta, 2006, 403p.

ESTOPPEY, N. (2010). Evaluation of small-scale biogas systems for the treatment of faeces and kitchen waste, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland.

FERREIRA, J. A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T. C. A.; CAMPOS, J. C.; LIMA, P. Z. M. Uma revisão das técnicas de tratamento do chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro; 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa –PB, 2001

FINLAYSON, C. M.; MITCHELL, D. S. Treatment of rural wastewaters in Australia with aquatic plants: a summary, Der Tropenlandwirt, 1982, v 83, pp 55-165.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.C.; ZAIAT, M & CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In Campos, J. R. (org). Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p 29-52.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. (2012). A small-size vertical flow constructed *wetland* for on-site treatment of household wastewater, Ecological Engineering (44) 337-343.

GRAJA, S.; WILDERER, P.A. (2001). Characterization and treatment of the liquid effluents from the anaerobic digestion of biogenic waste water. *Science and Technology*, 43(3) 265-274.

HARTMANN, H.; AHRING, B. K. (2005). "Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of co-digestion with manure." *Water Research*, (39): 1543–1552.

HOAGLAND, D.R.; ARNON, D.I. The Water-cultured method for growing plants without soil, California Agricultural Experiment Station Circular, 1950, 347:1-32.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; SERRA, W.; JONAS, C.; GOMES, J. P. R.; Efeito do uso de efluente de reator anaeróbio compartimentado na fertirrigação da couve, *Revista Ecosystema*, Vol.29, Nº 1, jan.-des., 2004.

IFAS, Center of Aquatic Plants University of Florida, Gainesville, 1990.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed *wetland* treating domestic waste water, *Desalinization*, v. 186, p 883-889, 2005.

KIRAKOFE, B. D. (2000). Performance evaluation of the town of Monterey wastewater treatment plant utilizing subsurface flow constructed *wetlands*; Blacksburg, VA: Virginia Tech. These submitted to the Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of: Master of Science, July 2000.

KRONZUCKER, H. J.; BRITTO, D. T.  $\text{NH}_4^+$  toxicity higher plants: a critical review, *Journal of Plant Physiology*, 2002, (159) 567-584.

LANSING, S.; BOTERO, R. B.; MARTIN, J. F. Waste treatment and biogas quality in small-scale agricultural digesters, *Bioresource technology*. 2008, (99) 5881-5890.

LAUTENSCHLAGER, S. R. (2001). Modelagem do desempenho de *wetlands* construídas, Dissertação de mestrado, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90p.

LOU, X. F.; NAIR, J.; HO, G. Field performance of small-scale anaerobic digesters treating food waste, *Energy for Sustainable Development*, 2012, (16) 509-514.

LIMA, S.B. de (2008), Pós-tratamento de chorume com *wetlands* construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão – PR, Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 86p.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. *Wetlands* para o tratamento de lixiviado de aterros sanitários – Experiência no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ), *Engenharia Sanitária Ambiental*, Vol. 11, nº2, abr/jun 2006, 108 – 112.

MATA-ALVAREZ, J. Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. IWA publishing, 2003.

MOJIRI, A. Phytoremediation of heavy metal from municipal wastewater by *Typha domingensis*, *African Journal of Microbiology Research*, Nairobi, v.6, n.3, p.643-647, Jan. 2012.

PECKOL, P.; RIVERS, J. S. (1995) Physiological responses of the opportunistic macroalgae *Cladophora vagabunda* (L). van den Hoek and *Gracilaria tikvahiae* McLachlan to environmental disturbances associated with eutrophication, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 190, 1-16.

PELISSARI, C.; DECEZARO, S. T.; SEZERINO, P. H.; CARVALHO JUNIOR, O. de; WOLFF, D. B.; PHILLIPPE, L. S. *Wetlands* construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira, *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, GESTA, v.1, n.2, p.223-233, 2013

REIS, A. S. Tratamento de resíduos sólido orgânicos em biodigestor anaeróbio. Dissertação (Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental) UFPE/CAA/PPGECAM, Caruaru, PE. 2012.

RIUJI, L. C., Research on anaerobic digestion of organic solid waste at household level in Dar es Salaam, Tanzania. 2009. 63f. Bachelor thesis. Institute of Natural Resource Science. Zurich University. 2009.

RODRIGUES, A. A. L. S. (2005). Co-digestão anaeróbia de resíduos de natureza orgânica. Universidade de Aveiro. Tese de Doutorado. 164 p.

SCHENK, M.; WEHRMANN, J. (1979) The influence of ammonia in nutrient solution on growth and metabolism of cucumber plants, *Plants and Soil*, 52, 403-414.

SCHWIRKOWSKI, P. (2009). Projeto de divulgação da flora nativa e exótica da cidade de São Bento do Sul, SC, Brasil. *Ambiente Online*. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/florasbs/typhaceae/taboa>>. Acesso em: 5 de Dezembro de 2013.

SILVA, S. C. da. Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, UNB, Brasil, 2007.

SILVA, C. O. (2014), Características anatômicas e fisiológicas de *Typha domingensis* Pers. submetida a concentrações crescentes de Arsênio, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, 56p.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas *wetlands* construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, DEAg/UFPB Campina Grande, PB, v.4, n.1, p. 87-91, 2000.

SOUSA, W.T. Z.; PANITZ, C. M. N.; THOMAZ, S. M. Performace of pilot-scale vertical flow constructed *wetland* with and without the emergent macrophyte *Spartina alterniflora* treating mariculture effluent, *Brazilian archives of biology and technology*, 2011, Vol. 54, n.2: pp. 405-413.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia Vegetal*, Trad. Eliane Romanato Santarém ... [*et al.*], 3ª ed., Porto Alegre: Artmed, 2004.

VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W., (2002) Types of anaerobic digesters for solid wastes in biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes, Chapter 4, 111-147, London, IWA Publishing.

VÖGELI, Y; ZURBRÜGG, C. Biogas in Cities – A New Trend?: Anaerobic Digestion of Kitchen and Market Waste in Developing Countries. (2008) Disp. Em:<[http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications\\_swm/downloads\\_swm/biogas\\_cities.pdf](http://www.eawag.ch/organisation/abteilungen/sandec/publikationen/publications_swm/downloads_swm/biogas_cities.pdf)>. Acesso em: 1 mar. 2013.

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias; v.2)

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*, Science of Total Environment 380 (2007) 48 – 65.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L., Removal organics in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience, Science of the Total Environment 407 (2009) 3911-3922.