

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RAQUEL HUBIE BUSATO

PROJETO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DO ZOOLOGICO MUNICIPAL DE  
CURITIBA POR MEIO DA TECNOLOGIA DE *WETLANDS*

CURITIBA

2014

RAQUEL HUBIE BUSATO

PROJETO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DO ZOOLOGICO MUNICIPAL DE  
CURITIBA POR MEIO DA TECNOLOGIA DE *WETLANDS*

Trabalho apresentado para obtenção do título Master Business Administration em Gestão Ambiental, no curso de MBA Internacional em Gestão Ambiental do Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Profª Drª. Tamara Simone van Kaick

CURITIBA  
2014

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	4
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	7
2.1 GERAL .....	7
2.2 ESPECÍFICOS .....	7
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	8
3.2 ZOOLOGICO MUNICIPAL DE CURITIBA.....	10
3.3 EUTROFIZAÇÃO .....	11
3.4 <i>WETLANDS</i> .....	13
3.5 <i>WETLANDS</i> NO BRASIL .....	16
3.6 TÉCNICAS DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDAS .....	17
3.6.1 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM FLUXO HORIZONTAL .....	18
3.6.2 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM FLUXO VERTICAL.....	18
3.6.3 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM PLANTAS FLUTUANTES.....	19
3.6.4 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM PLANTAS EMERGENTES.....	21
3.6.5 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM MACRÓFITAS FIXAS SUBMERSAS .....	23
3.6.6 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COM SOLOS FILTRANTES (SISTEMA DHS).....	24
3.6.7 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> COMBINADOS .....	25
3.7. ELEMENTOS CONSTITUINTES DO SISTEMA DE <i>WETLANDS</i> .....	25
3.7.1 MEIO FILTRANTE .....	25
3.7.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS .....	26
3.7.3 COMUNIDADE MICROBIANA .....	28
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	30

4.1	ÁREA DE ESTUDO.....	30
4.2	LEVANTAMENTO DOS DADOS .....	34
4.3	DETERMINAÇÃO DOS SISTEMAS DE WETLANDS A SEREM UTILIZADOS .....	35
4.4	CÁLCULO DA ÁREA E DEMAIS VARIÁVEIS .....	36
4.4.1	MÉTODO KAICK (RELAÇÃO DE EQUIVALENTE HABITANTE).....	37
5.	PROPOSTA PARA IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE WETLANDS NO ZOOLOGICO MUNICIPAL DE CURITIBA.....	40
6.	ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA.....	48
6.1	ESTRUTURA DO SISTEMA .....	49
6.1.1	TANQUE SÉPTICO .....	49
6.1.2	WETLAND DE FLUXO VERTICAL AFOGADO.....	51
6.1.3	WETLAND DE FLUXO HORIZONTAL .....	52
6.1.4	LAGOA .....	53
6.2	LANÇAMENTO EM GALERIAS PLUVIAIS E ÁGUAS SUPERFICIAIS.....	55
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	57
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	58

## 1. INTRODUÇÃO

O Zoológico Municipal de Curitiba, localizado no Parque Municipal do Iguaçu, foi criado em 29 de março de 1982 para acolher os grandes animais, até então confinados no Passeio Público, em pleno centro da cidade e assim, propiciar condições adequadas de reprodução para os animais nativos, servindo de porto seguro para as aves migratórias, sendo hoje também importante centro de educação ambiental (NOGUEIRA, 2010).

Neste ambiente atualmente coexistem aproximadamente 2.086 animais de vários locais do mundo e das mais variadas espécies. A visitação do zoológico é gratuita e oferece-se ao público atividades de Educação Ambiental, desenvolvidas pela Divisão de Educação para Conservação da Fauna, em duas unidades do zoológico, no Centro de Atendimento ao Visitante e no Centro de Educação Ambiental (JARDIM ZOOLOGICO DE CURITIBA, 2011).

O zoológico compreende uma região de mata nativa, com amplos recintos, ilhas e lagos que compõem a paisagem do local, buscando apresentar um ambiente próximo do habitat natural de cada espécie, oferecer a mesma qualidade dos mesmos, mantendo condições básicas de alimento, ar, água e espaço, desejáveis as necessidades dos animais nele presentes. Mas além disso, constitui-se em um espaço de conservação importante difusor da educação ambiental, necessitando que seu desenvolvimento e manutenção sejam equilibrados e harmônicos fisicamente, evitando-se que efeitos negativos os prejudiquem e reduzam sua atratividade (RUSCHMANN, 1997).

O Zoológico Municipal de Curitiba apresenta suas águas conectadas e em fluxo contínuo dentro de sua área. Águas oriundas de nascentes localizadas dentro do zoológico se misturam a águas servidas, geradas pela manutenção do mesmo, gerando-se um fluxo de sedimentos e nutrientes variável e dependente de características físicas e químicas destas águas, em especial da composição das águas residuárias.

Estas águas por sua vez apresentam-se degradadas devido as condições favoráveis que apresentam à ocorrência de florações de algas com a consequente perda da qualidade das sua águas. A combinação de fatores como erosão, poluição difusa e descarga de água residuárias pela atividade antrópica tem levado-as a um estado de eutrofização que pode alterar a biodiversidade e os ciclos hidrológico e biogeoquímico, afetando a saúde dos corpos d'água, através de infecções e/ou envenenamentos (YAMAMOTO, 2012), não se esquecendo dos rebatimentos econômicos e sociais que surgem e podem tornar a recuperação dos ambientes muito onerosa e muitas vezes inviável, sendo assim necessário que a reversão da situação, visto a importância destas para dessedentação dos animais e mesmo para o habitat destes (TUNDISI, 2008).

A água é um elemento imprescindível à vida animal e faz-se necessário a adoção de medidas que garantam, tanto quanto possível, suas características, a fim de que esta seja própria ao consumo, independente das necessidades de consumo dos animais que variam com a espécie, tipo de criação, alojamento, condições do ambiente, natureza da dieta e temperatura (SOUZA *et al*, 1983), e de forma que alterações na sua qualidade não venham afetar o bem-estar dos animais que encontram-se em contato ou próximos a estas.

Para a dessedentação de animais, a legislação brasileira, através da RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17/3/2005 (CONAMA, 2005), estabelece a utilização de água de classe 3 e vários estudos ainda indicam que a água destinada ao consumo animal deve ter as mesmas características da água potável consumida pelos seres humanos (AMARAL, 2001).

Assim sendo, é de extrema importância buscar-se evitar a geração de qualquer impacto sobre estas águas vitais ao bem-estar animal e especialmente, considerar a destinação adequada de águas residuárias e excretas, geradas no próprio Zoológico Municipal de Curitiba. A destinação inadequada e o não tratamento das águas são prováveis causas da atual condição de degradação das águas utilizadas para dessedentação e como habitat dos animais do zoológico.

Atualmente buscam-se métodos eficazes para prevenção e tratamento da eutrofização, sendo o uso de *wetlands* naturais ou construídas (artificiais) uma

alternativa eficiente para a purificação dos sistemas ecológicos, que se deve especialmente ao fato desses sistemas apresentarem como vantagens baixo investimento, baixo consumo de energia elétrica, fácil manutenção e evidentes efeitos de purificação da água (LIMA, 2011). Além de apresentarem importantes funções dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, destacando-se a capacidade de regularização dos fluxos de água; a capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas; sua função de reprodução e alimentação da fauna aquática; a proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre; e o controle da erosão, evitando-se o assoreamento dos rios (SALATTI, 2003).

Embora inicialmente projetados para tratamento de efluentes domésticos, após mais de cinquenta anos de pesquisa, os *wetlands* construídos passaram a ser largamente utilizados para controle de poluição ambiental, pelo tratamento de uma grande variedade de efluentes, que incluem industriais, urbanos, agrícolas, provenientes de aquicultura, dentre outros (SCHOLZ & LEE, 2005). Atualmente reconhecidos em todos os continentes por sua relevante capacidade de purificação ao funcionar como armadilha para o sedimento, poluentes orgânicos, nutrientes e compostos tóxicos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Em vista dos benefícios proporcionados pelos sistemas de *wetlands*, destacando-se sua eficiência no tratamento de águas residuárias (STRASKRABA & TUNDISI, 1999) e do seu baixo custo de instalação e fácil manutenção (LIMA, 2011) o presente trabalho vem propor a implantação do sistema de *wetlands* no Zoológico Municipal de Curitiba, buscando-se a reversão da atual situação das águas do mesmo, que por sua vez, apresentam-se eutrofizadas e desta forma recuperar a qualidade das águas, utilizadas para dessedentação e como habitat, trazendo bem-estar aos animais pertencentes a esta unidade de conservação e também favorecendo seu potencial turístico e de Educação Ambiental.

## 2. OBJETIVOS

### 2.1 GERAL

Desenvolver um projeto que utilize a tecnologia de *wetlands* para recuperar a qualidade da água dos lagos do Zoológico Municipal de Curitiba.

### 2.2 ESPECÍFICOS

- a. Realizar o levantamento das diferentes tecnologias de *wetlands*;
- b. Definir uma das tecnologias para ser aplicada no Zoológico Municipal de Curitiba;
- c. Desenvolver proposta de implantação para ser entregue à diretoria do Zoológico Municipal de Curitiba.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 ZOOLOGICOS

O homem ao longo do desenvolvimento da civilização, sempre teve muita curiosidade em relação ao ambiente que o cercava, tentando compreender e dominar vários de seus aspectos. Um deles era entender como os animais viviam e tentar dominá-los para uso próprio, tanto como fonte de alimento como para observação de seus hábitos.

O surgimento dos zoológicos está historicamente relacionado à manifestação de diferentes atitudes humanas em relação aos animais, bem como aos diferentes papéis que estas instituições desempenharam na sociedade e na cultura ao longo da história da civilização humana, considerando-se as mudanças no tempo dispendido ao lazer e a melhoria no nível geral de educação (WEMMER, 2006).

O hábito de colecionar animais selvagens em cativeiro vem desde a antiguidade, sendo a primeira coleção de animais datada de 1490 a.C. e o primeiro zoológico público de 300 a.C.. Este criado pelo imperador Alexandre - o Grande, que possuía entre outros animais, macacos, leões, ursos, elefantes e girafas, foi fonte de conteúdo para publicação de um livro por Aristóteles, tutor do imperador, chamado de “A História dos Animais”, o livro trata de um dos primeiros relatos da descrição de vertebrados (JAVOROUSKI & BISCANA, 2012).

Mais tarde, no século XIII, Frederick II, rei da Sicília, estabeleceu grandes criadouros na cidade de Palermo, que continham camelos, elefantes, leões, guepardos e macacos e chegou a trocar seus animais por outros localizados inclusive em outros países, aumentando assim a riqueza de sua coleção e a importância desta para a preservação da biodiversidade (JAVOROUSKI & BISCANA, 2012).

Os zoológicos que primeiramente surgiram para satisfazer a curiosidade do ser humano, no século XX passam então a desenvolver atividades e funções voltadas para a conservação da fauna regional e global (BARRELLA *et al.*, 1999). Segundo Escobar

(2000), as funções dos zoológicos evoluíram com o passar das décadas, e aqueles antes vistos como coleções de animais, com a principal função de divulgar a diversidade das espécies e suas adaptações, passaram a ser museus vivos, valorizando o caráter conservacionista, e tendo hoje como grande desafio deixar de operar apenas como vitrine, para tornarem-se verdadeiros centros de conservação.

Os zoológicos modernos que hoje conhecemos surgiram a apenas 200 anos, com a criação dos primeiros parques públicos e encontram-se desde então em um estágio contínuo de aperfeiçoamento no atendimento de suas novas e agora principais funções, atuando como fonte de conhecimento, como centro de divulgação de informações conservacionistas e como valioso banco de dados, favorecendo assim, os diversos segmentos de pesquisa, principalmente aqueles voltados à conservação das espécies em cativeiro e vida livre, de educação, buscando o desenvolvimento de conhecimentos, habilidades e compromissos que se traduzam em decisões informadas e ações construtivas, em respeito à natureza e ao meio ambiente (ESCOBAR, 2000), bem como centro de reprodução e sobrevivência de espécies ameaçadas, oferecendo recursos para enriquecimento cultural da comunidade e atuando como local de lazer para a sociedade (WEMMER, 2006).

No Brasil a maioria dos zoológicos que hoje se encontram em funcionamento foi criada a partir da década de 1980, quando diversas prefeituras do interior do país aproveitaram a ascensão da temática conservacionista para inaugurar pequenos zoológicos. Sendo o primeiro Jardim Zoológico o do Rio de Janeiro, criado em 1888 por D. Pedro II, com o objetivo de trazer um pouco de vida selvagem, nativa e exótica para dentro da cidade, para que as pessoas pudessem ter contato e mais conhecimento sobre a fauna brasileira (JAVOROUSKI & BISCANA, 2012).

Atualmente os zoológicos também primam pela busca da conservação da natureza, a conservação das espécies, em especial as espécies em extinção, e a conservação do habitat natural de cada uma, e mais além buscando-se o aumento do conhecimento científico da natureza e a sensibilização pública e política da necessidade da defesa e manutenção dos recursos naturais e de um novo equilíbrio entre o homem e a natureza (JAVOROUSKI & BISCANA, 2012).

### 3.2 ZOOLOGICO MUNICIPAL DE CURITIBA

O zoológico compreende uma região de mata nativa, com amplos recintos, ilhas e lagos que compõem a paisagem do local, buscando apresentar um ambiente próximo do habitat natural de cada espécie. Localizado em uma unidade de conservação criada com o objetivo primário de proteção dos fundos de vale do rio Iguaçu apresenta um mosaico complexo de vegetações (PARQUES E BOSQUES, 2010).

Suas paisagens naturais abrangem remanescente de Floresta Ombrófila Mista e pela área podemos observar a presença de várzeas ou campos de baixadas, ao longo de todo o terraço aluvial, desenvolvendo-se sobre solos sujeitos a inundações periódicas e permanentes; os campos limpos, representados por gramíneas; os capões em meio a campos naturais, que ocorrem ao redor das nascentes e em depressões úmidas e as matas ciliares. A distribuição destas formações vegetais, ao longo do parque, é desigual e dispersa em consequência da expansão urbana e da ação antrópica (NAVARRO-SILVA *et al.*, 2004).

A área do parque apresentava originalmente quatro formações vegetacionais distintas, as várzeas do Rio Iguaçu, campos limpos inundáveis, capões de Floresta com Araucária e matas ciliares (MEIJER, 1987), porém estas formações foram severamente degradadas desde a colonização do município, principalmente pela retirada de areia da área para uso na construção civil e atualmente encontram-se alteradas em sua totalidade. A atividade de mineração originou grandes depressões, que passaram a acumular águas pluviais e fluviais, formando lagoas artificiais de variadas profundidades (TISSOT & NAVARRO-SILVA, 2004).

O processo de sucessão nesses ambientes deu origem a formações vegetais usualmente mono-específicas, observadas também em outros ambientes aquáticos alterados (WILCOX, 1995). Sendo hoje a área caracterizada pela presença principalmente de floresta ombrófila mista (floresta com *Araucaria*) com três estratos bem definidos, o dossel, com indivíduos entre 16 e 22 m de altura, onde se encontra a espécie *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae), que não supera 22 m de altura; o intermediário ou sub-bosque, com espécies típicas como a guassatunga (*Casearia*

*sylvestris*, Flacourtiaceae), a erva-mate (*Ilex paraguariense*, Aquifoliaceae), a falsa-espinaheira-santa (*Sorocea bonplandii*, Moraceae) entre outras e o arbustivo-herbáceo representado por diversas espécies de samambaias (Pteridophyta), agrupamentos de caetê (Marantaceae), inúmeras espécies de gramíneas (Poaceae) e predomínio das seguintes espécies aquáticas: alface-d'água (*Pistia stratiotes*, Araceae), lentilhas-d'água (Lemnaceae), erva-de-sapo (*Salvinia auriculata*, Salviniaceae), aguapé (*Eichornia crassipes*, Pontederiaceae), hortelã-do-brejo (*Heteranthera reniformis*, Pontederiaceae), rainha-dos-lagos (*Pontederia cordata*, Pontederiaceae), taboa (*Typha domingensis*, Typhaceae) ou capim-capivara (*Echinochloa polystachya*, Poaceae) (MAACK, 1981).

O ambiente encontra-se também repleto de lagoas, algumas tendo origem natural (oriundas de processos de meandrização do rio Iguaçu) e outras tendo origem artificial (cavidades originadas pela atividade de extração de argila e areia ao longo do leito do Rio Iguaçu (VALLEJOS *et al.*, 2011).

Estas lagoas por sua vez apresentam-se degradadas devido as condições favoráveis que apresentam à ocorrência de florações de algas com a consequente perda da qualidade das suas águas. A combinação de fatores como erosão, poluição difusa e descarga de água residuárias pela atividade antrópica tem levado-as a um estado de eutrofização que pode alterar a biodiversidade e os ciclos hidrológico e biogeoquímico, afetando a saúde dos corpos d'água, através de infecções e/ou envenenamentos (YAMAMOTO, 2012), não se esquecendo dos rebatimentos econômicos e sociais que surgem e podem tornar a recuperação dos ambientes muito onerosa e muitas vezes inviável, sendo assim necessário que a reversão da situação, visto a importância destas para dessedentação dos animais e mesmo para o habitat destes (TUNDISI, 2008).

### 3.3 EUTROFIZAÇÃO

O Zoológico Municipal de Curitiba apresenta suas águas conectadas e em fluxo contínuo dentro de sua área. Águas oriundas de nascentes localizadas dentro do zoológico se misturam a águas servidas, geradas pela manutenção do mesmo,

gerando-se um fluxo de sedimentos e nutrientes variável e dependente de características físicas e químicas destas águas, em especial da composição das águas residuárias. Sabe-se que a descarga destas tende a aumentar as concentrações de fósforo e nitrogênio, que por sua vez são assimilados pela biota (WESTERHOFF & ANNING, 2000). Muitas vezes estes nutrientes estão na forma de compostos orgânicos e podem sofrer processos naturais de degradação e assim vir a liberar nutrientes. A dinâmica da matéria orgânica pode originar distintos compostos orgânicos e alterar a disponibilidade de nutrientes, a solubilidade e toxicidade de contaminantes e até mesmo o pH, por meio de ácidos presentes nas águas naturais (PEURAVUORI *et al.*, 2002).

Para a dessedentação de animais, a legislação brasileira, através da RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17/3/2005 (CONAMA, 2005), estabelece a utilização de água de classe 3. Entretanto, vários estudos indicam que a água destinada ao consumo animal deve ter as mesmas características da água potável consumida pelos seres humanos e que para limpeza das instalações deve-se usar água isenta de microrganismos, com baixo nível de dureza e pH entre 6-8 (AMARAL, 2001).

A alteração da qualidade da água quando pode ser percebida pelo ser humano se dá através dos sentidos, em face das características físicas da água. Na água, sabor e odor são originados por produtos de decomposição da matéria orgânica, atividade biológica de microrganismos ou de fontes industriais de poluição. Já as alterações da cor indicam a presença de substâncias orgânicas, oriundas dos processos de decomposição e de alguns íons metálicos, como ferro e manganês, plâncton e despejos industriais. A turbidez, por sua vez, interfere na intensidade da penetração da luz, pois é resultante da presença de partículas em suspensão na água (plâncton, bactérias, argila, material poluente fino e outros), que provocam a difusão e a absorção da luz (MACEDO, 2004). Características tais observáveis nas águas do zoológico, que atestam a necessidade da tomada de medidas para reversão do processo de eutrofização que este apresenta.

Sabe-se que a eutrofização é um processo de degradação que tem início com a entrada de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, trazidos por descargas não tratadas bem como pelas fezes dos animais, em especial das aves, ricas nestes

nutrientes (ROSA *et al.*, 2011). O aumento da eutrofização, pelo enriquecimento de nutrientes, leva à proliferação e predominância de grupos algais como o das cianobactérias, com graves conseqüências para a saúde humana e animal, além da elevação de custos no tratamento de águas destinadas ao abastecimento, e no caso do zoológico, dessedentação, devido à necessidade da remoção de material particulado, gosto e odor indesejáveis (AGUJARO, 2002).

As cianobactérias ou algas azuis possuem estratégias de crescimento que, sob condições ambientais favoráveis, temperatura em torno de 25°C, valores de pH na faixa de 6 a 9, concentração elevada de nutrientes, especialmente fósforo, e estabilidade da coluna d'água (MUR *et al.*, 1999), promovem as chamadas florações ou "blooms", caracterizados pela liberação de metabólitos secundários tóxicos conhecidos como cianotoxinas para o meio (VIEIRA *et al.*, 2005). As cianotoxinas podem afetar a saúde humana e animal devido a seus efeitos neurotóxicos ou hepatotóxicos, através da ingestão de água contaminada bem como pelo contato primário (AGUJARO, 2002) e assim sendo a deterioração da qualidade hídrica devido à eutrofização e seu efeitos tóxicos deve ser prevenida e a sua recuperação se faz necessária.

### 3.4 WETLANDS

Os sistemas *wetlands* podem ser naturais ou construídos e tratam águas residuárias através de processos biológicos, químicos e físicos combinados, de forma que tanto o fósforo solúvel quanto o nitrogênio disponível podem ser absorvidos pelas plantas ou microrganismos, que fazem parte deste sistema e conseqüentemente convertidos em material celular, como também, pela precipitação química e pela adsorção (CRITES, 1994).

*Wetlands* são áreas de transição entre terra e água, sendo caracterizados como ecossistemas naturais compostos por solos encharcados e plantas adaptadas a estes tipos de ambientes, que auxiliam a redução ou remoção de contaminantes, incluindo-se matéria orgânica, inorgânica e agentes patogênicos da água (KIVAISI, 2001). São ambientes naturais encontrados em todas as zonas climáticas do planeta, desde os trópicos até regiões de tundra (exceto a Antártida), ocupando cerca de 5% da

superfície terrestre. Na maioria dos *wetlands* os níveis de água variam sazonalmente, permitindo a estes apresentarem-se como ecossistemas extremamente produtivos (ADHIKARI *et al.*, 2009).

Estes sistemas naturais, em termos de paisagem, exercem função de ecótonos, áreas de transição entre os sistemas terrestres e aquáticos, e assim acabam por interferir na distribuição de plantas e animais, na nutrição das plantas, nos processos microbiológicos e na retenção de material particulado. A distribuição das macrófitas nos *wetlands*, depende dentre outros fatores, da quantidade e qualidade dos sedimentos acumulados, profundidade, histórico da comunidade instalada, pulso de inundação, acúmulo progressivo de nutrientes, grau de adaptação ao estresse hídrico, sistema reprodutivo e competição intra e interespecífica (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003).

Suas características e as propriedades variam enormemente sendo dependentes da geologia, da geomorfologia e dos solos da área considerada, bem como das condições climáticas. As características ecológicas desses ecossistemas refletem ainda, a história da evolução biológica que acabaram por caracterizar a flora e a fauna associadas. Apesar de todo o potencial destes ecossistemas alagados naturais em controlar o fluxo de nutrientes e poluentes, alguns esforços conservacionistas acabaram por inibir o uso destas áreas para propósitos aplicados, se tornando este fator, entre outros, responsável pelo rápido desenvolvimento de estudos em áreas alagadas construídas (HAMMER, 1989).

As *wetlands* construídas compreendem diversas estratégias para a simulação de ecossistemas naturais, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água das áreas alagadas naturalmente e assim como as naturais apresentam funções físicas, químicas e biológicas (SALATI, 2000). Oferecendo do ponto de vista prático melhores oportunidades para o tratamento de águas poluídas do que áreas alagadas naturais, visto que podem ser idealizadas buscando-se a maximização de sua eficiência quanto à diminuição de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio) e processos de remoção de nutrientes, e máximo controle sobre o sistema hidráulico e a vegetação da área alagada (VERHOEVEN & MEULEMAN, 1999).

Projetados e construídos pelo ser humano, com substratos de vegetação emergentes e submersas, contendo microrganismos e desenvolvidos inicialmente por volta de 1950 na Europa e na América do Norte, para explorar a capacidade das plantas na biodegradação de compostos orgânicos e inorgânicos presentes em efluentes (COOPER *et al.*, 1996), tem-se mostrado eficiente alternativa para o tratamento de águas residuárias e para situações de eutrofização (ROUSSEAU *et al.*, 2008).

Elaborados com base nos *wetlands* naturais, os *wetlands* construídos usam plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de perifíton, acumulando populações diversificadas de microrganismos e sendo desta maneira então classificados conforme a forma de vida da planta aquática dominante no sistema de *wetlands* (SIRACUSA & LA ROSA, 2006). Na construção de *wetlands*, pode-se utilizar plantas classificadas como macrófitas aquáticas do tipo emersas, submersas enraizadas, com folhas flutuantes, submersas livres e flutuantes tomando-se as devidas providências para que não haja uma infestação das mesmas no sistema e nos corpos d'água receptores (ESTEVES, 1998).

As espécies de macrófitas que desempenham função como retentoras de poluentes de forma mais eficiente pertencem às formas biológicas anfíbia e emergente, são perenes e possuem propensão de tolerar grandes mudanças no nível e qualidade das águas, principalmente durante a época de chuvas (PEDRALLI & TEIXEIRA, 2003), porém em geral as flutuantes acabam sendo as mais usualmente utilizadas (KIVAISI, 2001).

Independente da espécie da macrófita utilizada no sistema de *wetlands*, as características mais relevantes que contribuem de maneira positiva para o desempenho do sistema são a capacidade de rápido crescimento, alta capacidade de assimilação de nutrientes, grande suporte de estocagem de nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas do fluxo d'água, tolerância às condições climáticas locais, valor econômico, fácil coleta e manejo (HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006).

Embora inicialmente projetados para tratamento de efluentes domésticos, após mais de cinquenta anos de pesquisa, os *wetlands* construídos passaram a ser largamente utilizados para controle de poluição ambiental, pelo tratamento de uma grande variedade de efluentes, que incluem industriais, urbanos, agrícolas, provenientes de aquicultura, dentre outros (SCHOLZ & LEE, 2005). Atualmente reconhecidos em todos os continentes por sua relevante capacidade de purificação ao funcionar como armadilha para o sedimento, poluentes orgânicos, nutrientes e compostos tóxicos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Os *wetlands* construídos têm sido matéria de muitas discussões, as quais tem contribuído enormemente para o desenvolvimento de pesquisas e experimentos que tem levado a um maior conhecimento e a um ganho de experiências nessa linha de pesquisa de sistemas alagáveis para tratamento de efluentes (SALATI *et al.*, 2009).

Existem inúmeros registros na literatura de estudos e experiências de utilização destes sistemas naturais ou construídos na remoção de nutrientes e contaminantes de esgotos urbanos e industriais. Os resultados desses estudos são muito variáveis em função, basicamente, dos tipos de espécies químicas presentes nesses efluentes, da carga dos mesmos à área alagável e do tipo *wetlands* construídas utilizadas. Watson *et al.* (1989) e Kadlec & Knight (1996) discutiram as principais vantagens de utilizar esta tecnologia no tratamento de efluentes, em vista do alto custo de sistemas tradicionais quando comparados a tecnologia de *wetlands* que opera de modo mais fácil e de forma eficiente, não necessitando de nenhuma substância química. Sendo um sistema de tratamento barato, os *wetlands* são vistos como a melhor alternativa para sistemas de tratamento de efluentes em países em desenvolvimento (KIVAISI, 2001).

### 3.5 WETLANDS NO BRASIL

No Brasil o primeiro projeto de sistemas de *wetlands* criado foi elaborado por Salati (1984), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído chamado Rio Piracicamirim na Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, em Piracicaba, São Paulo. As experiências iniciais foram satisfatórias e a

partir de 1985 os trabalhos seguiram sendo conduzidos pelo Instituto de Ecologia Aplicada de Piracicaba. Novas tecnologias acabaram sendo produzidas a partir deste estudo, procurando-se especialmente, aumento da eficiência do sistema diminuindo-se desta maneira os investimentos. Outros trabalhos, com utilização de sistemas de *wetlands* construídas, vêm sendo desenvolvidos no Brasil deste então: Roquete Pinto *et al.* (1998) do Instituto Nacional de Tecnologia, Valentim & Roston (1998) da UNICAMP, Giovannini & Moatta Marques (1998) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Philippi *et al.* (1998) da Universidade Federal de Santa Catarina e Kaick (2002) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

### 3.6 TÉCNICAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS

As *wetlands* construídas, consideradas uma evolução das técnicas de purificação e filtração foram desenvolvidas na Alemanha, Estados Unidos, Reino Unido e Dinamarca e tem atuado eficientemente na recuperação de sítios ou lugares anteriormente impactados por poluição (MOLLE *et al.*, 2005). Estes sistemas com plantas são eficientes, pois o processo de degradação da matéria orgânica (mineralização, nitrificação, denitrificação) é muito completo. Há remoção não apenas dos nutrientes, como os fosfatos, que levam a eutrofização das águas, mas também coliformes e substâncias inorgânicas, como metais pesados e os custos de operação e manutenção são extremamente baixos. Podendo ser também, se desejável, configurados como elementos de paisagismo (YAMAMOTO, 2012).

Diversas técnicas de *wetlands* construídas foram desenvolvidas nos últimos anos, considerando-se as características do efluente a ser tratado, a eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, o interesse da utilização da biomassa produzida e o interesse paisagístico e assim sendo classificados de acordo com o fluxo da mesma, em dois grandes grupos, os de lâmina livre e os de fluxo sub-superficial (com meio filtrante), conforme seu fluxo hidráulico, como fluxo horizontal ou fluxo vertical (U.S.EPA, 1999) e/ou de acordo com as

macrófitas aquáticas que serão utilizadas em sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes e em sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes (BRIX,1993).

### 3.6.1 SISTEMAS DE WETLANDS COM FLUXO HORIZONTAL

Nos *wetlands* construídos de fluxo horizontal as águas residuárias a serem tratadas são inseridas na zona de entrada do leito, e, impulsionadas por uma declividade de fundo do leito, percolando pelo material de enchimento horizontalmente até a zona de saída, caracterizando-se pela boa performance na remoção da matéria orgânica e sólidos (COOPER *et al.*, 1996), além de apresentar simplicidade e baixo custo construtivo e operacional. Porém, conforme citado por Philippi & Sezerino (2004), apresentando uma limitada capacidade de transferência de oxigênio, que limita o processo de nitrificação.

### 3.6.2 SISTEMAS DE WETLANDS COM FLUXO VERTICAL

Nos *wetlands* construídos de fluxo vertical as águas residuárias são inseridas intermitentemente sobre a superfície do filtro e percoladas verticalmente. Da mesma forma que nos *wetlands* de fluxo horizontal, seu interior é preenchido por material filtrante e as macrófitas são plantadas diretamente sobre ele. O efluente tratado é coletado no fundo por um sistema de drenagem. Segundo Cooper *et al.* (1996), a remoção de nitrogênio é muito dependente do suprimento de oxigênio do sistema, e nos *wetlands* de fluxo vertical a aplicação intermitente de carga proporciona maior oxigenação do sistema, e com o interior do sistema em condições aeróbias, o processo de nitrificação é beneficiado.

No Brasil desenvolveram-se metodologias de adaptação ao sistema de fluxo vertical desenvolvido na Europa, em vista especialmente das diferenças climáticas e considerando-se a influência da taxa de evaporação do dimensionamento do sistema. Dentre estes trabalhos destaca-se o Método Kaick (2002) que trabalha com o fluxo vertical “afogado” que diferentemente do fluxo vertical livre, comumente utilizado na Europa, permanece preenchido com líquido durante todo o tempo, resultando em

maior tempo de detenção hidráulica por consequência. Este sistema tem apresentado elevada eficiência em modelos implantados no Brasil, em especial na região sul do Brasil, comprovando efetivamente o potencial de aplicação desta tecnologia para suprir as necessidades de adequação dos efluentes domésticos para região tropical (BORBA, 2012).

### 3.6.3 SISTEMAS DE WETLANDS COM PLANTAS FLUTUANTES

As macrófitas flutuantes formam um grande conjunto de plantas que abrange diversas espécies, sendo usualmente utilizadas em projetos com canais relativamente rasos, que não possuem meio filtrante e, portanto de fluxo livre. Canais que por sua vez podem abranger uma ou muitas espécies de plantas. A espécie mais estudada é a *Eichornia crassipes*, conhecida popularmente como aguapé, pertencente a família das pontederiaceas, apresenta características de robustez associada a uma grande capacidade de crescimento vegetativo (SALATI & RODRIGUES, 1982).

O aguapé possui capacidade de resistir a águas intensamente poluídas que apresentam elevadas variações de nutrientes, pH, substâncias tóxicas, metais pesados e variações de temperatura, sendo portanto uma das espécies mais produtivas do mundo e por sua capacidade de reprodução e crescimento um sério problema em canais e rios, principalmente de regiões tropicais, pelos bloqueios que vem a ocasionar nestes, prejudicando o tráfego de barcos e auxiliando na proliferação de vetores de doenças tropicais (NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES, 1976).

Os aguapés estão suficientemente desenvolvidos para serem utilizados em regiões tropicais e sub-tropicais (REDD *et al.*, 1988); e vem sendo utilizados para diferentes finalidades, em sistemas de tratamento terciário para remoção de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio que acabam incorporados à biomassa das plantas, de tal maneira a se manter o máximo de produtividade primária (TRIVEDY & GUDEKAR, 1985), podendo também o nitrogênio ser removido como consequência da dinitrificação microbológica; ou em sistemas que envolvam ambos tratamento secundário e terciário, removendo nestes casos não só nutrientes mas reduzindo a DBO e a DQO (SALATI & RODRIGUES, 1982).

A eficiência de remoção de sólidos em suspensão por este sistema está bem documentada. A maior parte dos sólidos em suspensão é removida através dos processos de sedimentação ou adsorção no sistema radicular das plantas (DEBUSK *et al*, 1989). A cobertura densa dessas plantas flutuantes diminui os efeitos da mistura pelo vento, minimizando as misturas térmicas. O sombreamento produzido pelas plantas restringe o crescimento de algas e o sistema radicular impede o movimento horizontal de material particulado (DINGES, 1982). Além disso, cargas elétricas associadas ao sistema radicular do aguapé reagem com partículas coloidais, causando a adsorção das mesmas, de maneira que estas partículas são removidas do líquido e posteriormente decompostas por microorganismos associados à rizosfera das plantas (WOLVERTON, 1989). A eficiência do sistema bem como a produtividade é mantida através da colheita periódica e muitos sistemas ainda podem incluir aeradores. Os tempos de residência do efluente variam de 5 a 15 dias (DEBUSK *et al*, 1989), porém tempo de residência de apenas 1 dia já foi utilizado com sucesso (MANFRINATO, 1989).

Outras espécies de plantas, a *Lemna*, a *Spirodella* e a *Wolffia* sp. também têm sido estudadas para a purificação de águas em sistemas utilizando plantas flutuantes, porém não com tanta frequência quanto o aguapé (NGO, 1987). Essas plantas conhecidas como “Duckweeds”, possuem um pequeno sistema radicular, adsorvendo poucas partículas na rizosfera. Elas ocorrem numa área geográfica considerável e podem crescer a temperaturas baixas da ordem de 1 a 3°C. São capazes de cobrir a superfície evitando a penetração da luz e a produção de algas e plânctons favorecendo a dinitrificação, além de serem de fácil manejo e conterem duas vezes mais proteínas, gordura, fósforo e nitrogênio que o aguapé (CULLY & EPPS, 1973). A maior dificuldade no manejo destas espécies são os fortes ventos que podem acabar removendo-as, tornando necessário o planejamento de barreiras flutuantes (HILLMAN & CULLY, 1978).

As principais vantagens dos sistemas de *wetlands* com plantas flutuantes (figura 1) são o baixo custo de implantação, a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos e a alta produção de biomassa que pode ser utilizada

na produção de ração animal, energia e biofertilizantes (SALATI & RODRIGUES, 1982).

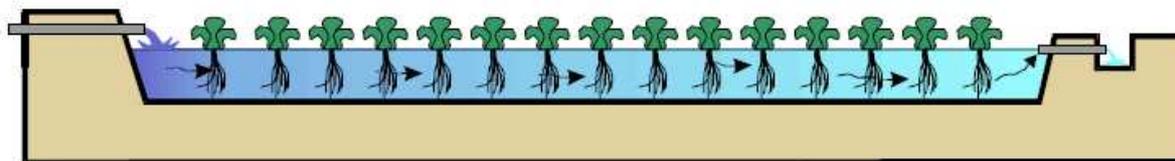


Figura 1: Sistema de *wetlands* com plantas flutuantes

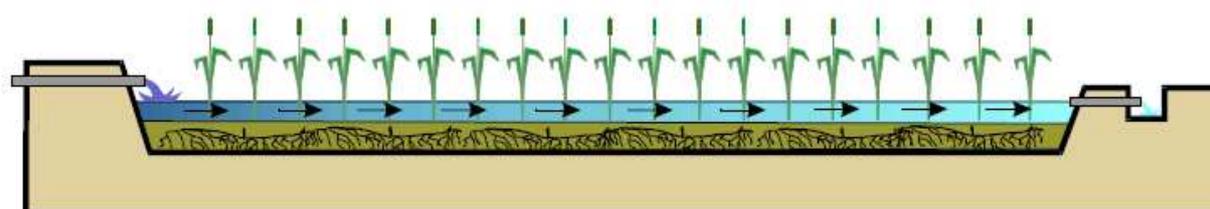
Fonte: <http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf> (2013)

### 3.6.4 SISTEMAS DE WETLANDS COM PLANTAS EMERGENTES

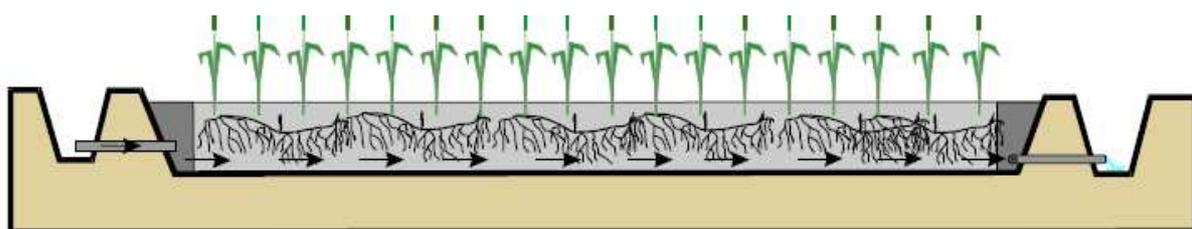
Os sistemas de *wetlands* com plantas emergentes (Figura 2) podem possuir meio filtrante (fluxo sub-superficial vertical e horizontal), ou apenas suporte para as plantas onde são cultivadas as macrófitas, sendo caracterizados por apresentar espécies que possuem o sistema radicular preso ao sedimento e caule e folhas parcialmente submersas. A profunda penetração deste sistema radicular possibilita a exploração de um grande volume de sedimentos e sua utilização em sistemas com fluxo superficial, com fluxo sub-superficial horizontal, ou ainda com fluxo vertical (BRIX, 1987).

As espécies típicas de macrófitas aquáticas emergentes conhecidas popularmente como juncos, classificadas como plantas herbáceas de diversas famílias, em especial a *Phragmites australis*, a *Typha latifolia* e a *Scirpus lacustris*, são morfológicamente adaptadas para se desenvolverem em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para o sistema radicular (ARMSTRONG *et al*, 1991). O oxigênio pode sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera de forma a criar uma condição de oxidação para os sedimentos, tornando-os aeróbicos, possibilitando assim condições para crescimento de bactérias nitrificantes e a decomposição da matéria orgânica (BRIX & SCHIERUP, 1990).

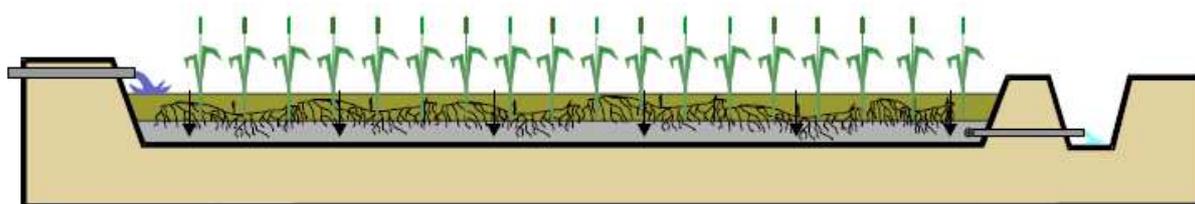
As macrófitas emergentes que apresentam o sistema radicular fixo no substrato, expressam-se como as formas dominantes das *wetlands* naturais e podem se desenvolver tanto em situações nas quais o nível do lençol freático está 50 cm abaixo do nível do solo quanto em situações nas quais o nível da água está 150 cm acima do nível do solo (BRIX, 1993).



Fluxo superficial



Fluxo subsuperficial



Fluxo vertical

Figura 2: Sistema de *wetlands* com plantas emergentes (fluxo superficial, subsuperficial e vertical)  
Fonte: <http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf> (2013)

### 3.6.5 SISTEMAS DE WETLANDS COM MACRÓFITAS FIXAS SUBMERSAS

As macrófitas aquáticas submersas quando expostas ao sol podem ter seus tecidos fotossintetizantes danificados e dessa maneira apresentam-se como espécies totalmente submersas. Os exemplares mais produtivos, entre eles a *Isoetes Lacustris*, *Lobelia Dortmanna* e a *Egéria* sp, desenvolvem-se especialmente ou quase que exclusivamente, em água oligotróficas, porém espécies como a *Elodea Canadensis* podem ser encontradas em águas eutróficas (SALATI *et al*, 2009).

A utilização destas macrófitas submersas para purificação e controle de qualidade das águas dá-se através de canais estreitos e longos com profundidade variável. Estas plantas submersas podem absorver os nutrientes dos corpos hídricos, porém por se desenvolverem de maneira satisfatória apenas em águas com alta oxigenação, não tem sido recomendadas para o tratamento de esgoto urbano, embora alguns experimentos tenham obtido êxito mesmo para tratamento primário de efluentes (BISHOP & EIGHMY, 1989).

Estes sistemas (Figura 3) utilizam canais estreitos e rasos sem meio filtrante sendo geralmente aplicados em lançamentos com baixa turbidez. Sua principal utilização é no polimento de águas de esgoto após do tratamento secundário, pois com a elevação da concentração de oxigênio na água pelo processo fotossintético durante o período diurno, altas taxas de oxigenação são obtidas, criando condições favoráveis para a mineralização da matéria orgânica. Os nutrientes absorvidos são acumulados principalmente nos tecidos radiculares e na microflora associada e a maior parte dos detritos orgânicos gerados da decomposição das plantas são acumulados e retidos no sedimento dos canais (SALATI *et al*, 2009).

Os trabalhos de utilização desta técnica em sistemas de *wetlands* construídos encontram-se em um estágio experimental, especialmente os que utilizam espécies como a *Egeria densa*, a *Elodea canadensis*, a *Elodea nuttallii*, a *Ceratophyllum demersum* e a *Hydrilla verticillata* e sua utilização tem sido recomendada para os estágios finais de *wetlands* construídas (CRITES, 1994).

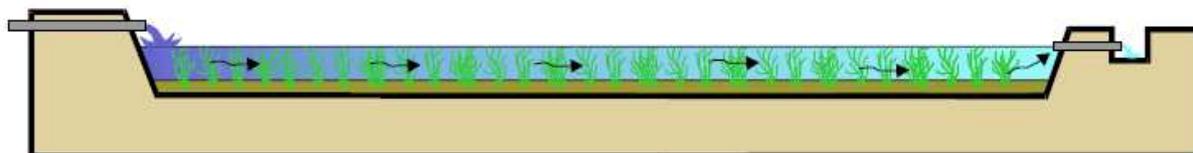


Figura 3: Sistema de *wetlands* com plantas submersas  
 Fonte: <http://www.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/files/2011/12/sistema-wetlands.pdf> (2013)

### 3.6.6 SISTEMAS DE WETLANDS COM SOLOS FILTRANTES (SISTEMA DHS)

As *wetlands* com solos filtrantes são sistemas compostos por camadas superpostas de brita, pedrisco e solo cultivado com arroz. As dimensões dos módulos de solos filtrantes, bem como a espessura da camada do solo, variam de acordo com o efluente a ser tratado e da eficiência que se deseja atingir (SALATI, 2003).

A ação depuradora dos sistemas DHS se estabelece através de sua atuação como filtro mecânico, dependendo basicamente da composição e granulometria do solo; como filtro físico-químico, retendo cátions e ânions de acordo com a capacidade de troca catiônica do solo; e como filtro biológico, ativando processos biogeoquímicos e atuando sobre microorganismo que se encontrem nas águas, bem como, retirando nutrientes através da atividade de plantas que se desenvolvem nos solos, mantendo a permeabilidade do mesmo através de seu sistema radicular; necessitando desta maneira apresentar alto coeficiente de condutividade hidráulica e alta capacidade de troca catiônica (SALATI *et al*, 1996).

Os sistemas de solos filtrantes atuam de acordo com o tipo de efluente a ser tratado, sendo o fluxo do mesmo descendente ou ascendente. O sistema de solo filtrante com fluxo ascendente é comumente usado no tratamento secundário e terciário de esgoto urbano e suas principais vantagens são a diminuição dos custos do tratamento primário convencional quando se associa esta tecnologia à fossas sépticas ou simplesmente a caixas de decantação; evitando-se desta maneira o contato direto com o efluente a ser tratado e evitando-se assim problemas de mau odores e proliferação de insetos (SALATI *et al*, 1996).

### 3.6.7 SISTEMAS DE WETLANDS COMBINADOS

Tendo em vista que cada técnica de *wetlands* tem maior eficiência para purificação de alguns parâmetros, alguns sistemas de purificação hídrica têm sido projetados utilizando uma combinação de técnicas (BRIX, 1993) dependendo do objetivo, da qualidade do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de poluentes e contaminantes, da área disponível, do interesse da utilização da biomassa produzida e do interesse paisagístico (SALATI, 1987).

Algumas estações de tratamento de água projetadas e construídas no Brasil apresentaram elevada eficiência com o uso combinado destes sistemas de *wetlands*. MANFRINATO (1989), em um projeto para purificação das águas do rio Piracicaba, utilizou um sistema composto de um canal de plantas aquáticas flutuantes seguido por solos filtrantes obtendo eficiências de 70% para DBO; 99% para coliformes totais e fecais; 70% para DQO; 90% para cor e 95% para turbidez.

## 3.7. ELEMENTOS CONSTITUINTES DO SISTEMA DE WETLANDS

Os sistemas de tratamento de *wetlands* construídas apresentam como principais elementos constituintes o meio filtrante, as macrófitas aquáticas e os microrganismos (BRIX, 1987).

### 3.7.1 MEIO FILTRANTE

O material filtrante vem recebendo bastante atenção, desde o início da utilização da técnica, devido principalmente à necessidade de manter as condições hidráulicas e assim a eficiência do processo. De maneira tal, que, busca-se um material capaz de manter ao longo do tempo, boas condições de condutividade hidráulica aliado a um potencial reativo, capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos presentes nas águas residuárias, tais como a amônia ( $\text{NH}_4$ ) e ortofosfato ( $\text{PO}_4^-$ ), servindo também de suporte para as plantas e biofilme microbiológico (SEZERINO, 2006).

A escolha do “material de recheio” deve estar associada ao tipo de tratamento a ser empregado no sistema. Devem-se utilizar materiais economicamente viáveis e que sejam facilmente encontrados na região em que será implantado, buscando-se manter a simplicidade característica da tecnologia. Lembrando-se que as macrófitas aquáticas adaptam-se a uma grande variedade de sedimentos em diferentes granulometrias, como areias, britas e solos naturais (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Através das características físicas do material componente do recheio, o papel crucial no processo de filtração é evidenciado. A eficiência do processo de percolação do efluente depende principalmente da textura do material, que dado pela sua granulometria, influencia diretamente nas características hidrodinâmicas do sistema (condutividade hidráulica). Logo, os solos naturais apresentam-se em desvantagem por apresentarem baixa condutividade hidráulica, causando rapidamente o processo de colmatação, em comparação aos cascalhos e areias que apresentam por sua vez alta condutividade hidráulica (U.S. EPA, 1999).

### 3.7.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas aquáticas são componentes essenciais dos sistemas de *wetlands* construídos, visto que nas raízes destes vegetais cultivados nos leitos de tratamento, fixam-se bactérias que recebem oxigênio conduzido pela planta do caule até as raízes através de um sistema chamado de aerênquima, bem como uma ampla gama de outros organismos, incluindo fungos e protozoários que desempenham papel fundamental na ciclagem dos nutrientes e biomassa bacterianas (BRIX, 1993).

O aerênquima é uma adaptação morfológica do vegetal, constituído pelo desenvolvimento de grandes espaços intercelulares no tecido parenquimático, preenchidos por sua vez, por gases oriundos da fotossíntese e respiração, configurando-se em uma fase gasosa quase contínua que se estende de maneira longitudinal pelo tecido interno do vegetal (SCHULZE, *et al.* 2005).

Essas adaptações morfológicas desenvolvidas pelas macrófitas para sobrevivência em meio aquático, se tornam necessárias, pois permitem as mesmas insuflar oxigênio em suas raízes, mantendo assim uma camada aeróbia na interface

solo-raiz. Em condições de solo saturado e em baixa concentração de oxigênio os microrganismos costumam retirar sua energia a partir da redução de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) para de óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio molecular ( $\text{N}_2$ ), em um processo conhecido como desnitrificação. Em condições ainda mais redutoras o  $\text{Fe}^{3+}$  passa para  $\text{Fe}^{2+}$ , que devido a sua maior solubilidade pode subir a concentrações tóxicas. Outros anaeróbios podem reduzir sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) a gás sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ), outro veneno respiratório. Quando os microrganismos anaeróbios têm uma oferta de substratos orgânicos, alguns metabólitos bacterianos tais como o ácido acético e ácido butírico podem ser liberados no solo ou na água e esses ácidos juntamente com os compostos reduzidos de enxofre e nitrogênio, intoxicando as plantas quando em altas concentrações (TAIZ & ZEIGER, 2002).

As características de aeração das macrófitas permitem a manutenção de uma zona óxica na proximidade da parede radicular e uma zona anóxica no entorno da rizosfera, favorecendo assim a sustentação de uma comunidade microbiana bem diversificada, com a presença de microrganismos aeróbios e anaeróbio facultativos na rizosfera, que contribuem para os processos de depuração do efluente aplicado (BRIX, 1987). Nos sistemas de wetlands construídas, tais características assumem elevada importância, especialmente quando se observa que o sistema radicular de algumas macrófitas como as taboas e o junco comum, ocupam 30 a 40 cm de profundidade do meio filtrante (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Além dos efeitos físicos promovidos pelas raízes das macrófitas como aeração da região imediata a parede radicular, efeito de filtração através da retenção de partículas pela rizosfera e promoção da melhoria da condutividade hidráulica devido ao crescimento das raízes promovendo perturbação no meio suporte e abrindo novas vias para o líquido, há também a absorção de nutrientes presentes na água residuária para utilização na nutrição da planta (BRIX & SCHIERUP, 1990). A própria utilização dos sistemas de wetlands se deu pela observação do crescimento elevado e adensamento de comunidades de macrófitas em áreas de lançamento de efluentes domésticos ricos em fósforo e nitrogênio (BRIX, 1993).

Os vegetais utilizam fósforo e nitrogênio entre outros nutrientes para seu crescimento e incorporam esses compostos em seus tecidos de acordo com a

disponibilidade dos mesmos e aos fatores climáticos. Em regiões de clima temperado observa-se uma variação sazonal nas concentrações de fósforo, nitrogênio, carboidratos, lipídios e proteínas nos tecidos da macrófitas, (KADLEC & KNIGHT, 1996). Já nas regiões tropicais, as variações climáticas são menos definidas, fazendo com que a dinâmica de nascimento e morte da maioria das macrófitas seja contínua, bem como a absorção de nutriente do meio (ESTEVES, 1998).

Brix (1993) ainda relaciona a eficácia dos sistemas às características morfológicas da macrófita aquática utilizada. De maneira que é fundamental considerar-se o potencial de sobrevivência do indivíduo em ambientes saturados com líquido (efluente), a promoção de boas condições para o processo de filtração pelas raízes, a prevenção contra a colmatação do meio filtrante, a adesão de comunidades microbiológica nas raízes e o embelezamento paisagístico, na escolha da espécie adequada.

### 3.7.3 COMUNIDADE MICROBIANA

Nos sistemas de *wetlands* construídas observa-se o desenvolvimento de uma comunidade bem heterogênea de organismos que engloba fungos, protozoários, algas, artrópodes e bactérias, grupo mais representativo atuante na decomposição da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação (KADLEC & KNIGHT, 1996). Estes microrganismos, encontrados nos filtros plantados, podem apresentar-se suspensos no próprio efluente e/ou aderidos ao meio suporte do leito filtrante e nas raízes das plantas, formando o biofilme microbiológico responsável pela filtração e consequente remoção de nutrientes dos efluentes (RODRIGUEZ, 2003).

O processo de remoção de matéria orgânica ocorre pela necessidade de obtenção de energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução. Os microrganismos que utilizam do carbono orgânico para formação do tecido celular e metabolismo são chamados heterotróficos, enquanto que os demais que utilizam do carbono inorgânico (CO<sub>2</sub>) são chamados autotróficos. Ambos os processos podem ocorrer pela via anaeróbia ou aeróbia, sendo que na última o grupo mais significativo é

o heterotrófico, que apresenta maior taxa de degradação de matéria orgânica na presença de oxigênio (BITTON, 2005).

Em uma *wetland* construída a cadeia alimentar é fomentada por esgoto afluyente, que possui energia armazenada em moléculas orgânicas. A atividade microbiana é particularmente importante nas transformações de nitrogênio em diferentes formas biologicamente utilizáveis, disponibilizando-o para o metabolismo das plantas, e da mesma maneira para o fósforo que pode ser absorvido pelas plantas e também é dependente em parte pela atividade microbiana, que converte as formas insolúveis de fósforo em solúveis possibilitando a absorção pelas macrófitas (U.S.EPA, 1999).

Os organismos que habitam as *wetlands* construídas utilizam o fósforo para o crescimento, incorporando este aos seus tecidos através de uma rápida retirada sejam por bactérias, fungos, algas e micro invertebrados, visto que estes organismos crescem e se multiplicam em altas taxas em efluentes (PIEDADE, 2010).

Nestes sistemas evidencia-se uma intensa relação entre as macrófitas, meio filtrante e microrganismos. Em trabalho realizado por Lohmann (2010), qualificando e quantificando comunidades microbianas em zonas de raízes de fluxo vertical tratando esgoto sanitário, observou-se que existe maior atividade de fungos e bactérias heterotróficas nos 50 cm superiores do sistema, onde se localizam as raízes das plantas, corroborando ao princípio de interação entre microrganismo-planta.

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a elaboração do projeto de melhoria, foram estudadas diferentes tecnologias de sistemas de *wetlands*, as quais poderão ser implantadas nos lagos do Zoológico Municipal de Curitiba de acordo com a eficiência final desejada.

O principal objetivo da utilização de sistemas de *wetlands* construídas é a melhoria da qualidade da água, seguido por objetivos secundários, tais como: produção fotossintética, produção de energia, podendo também ser utilizados recreacionalmente, comercialmente e para educação humana.

Várias técnicas de *wetlands* construídas foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com as características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, do interesse da utilização da biomassa produzida e do interesse paisagístico. Sendo desta forma essencial a caracterização do local e principalmente a caracterização das águas deste.

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

O Zoológico Municipal de Curitiba (Figura 4) localiza-se dentro do Parque Regional do Iguaçu (Figura 5), situado por sua vez, na região sudeste do Município de Curitiba (Estado do Paraná), entre as coordenadas 25°25'55"S e 49°12'05"W, na porção centro-sul do primeiro planalto do Estado do Paraná, na porção oriental do Estado, a uma altitude de 945 m (MAACK 1981). Entregue aos curitibanos em 1982, o Zoológico Municipal, que ocupa 530.000 m<sup>2</sup> do Parque Municipal do Iguaçu, foi criado para acolher os grandes animais, até então confinados no Passeio Público (JAVOROUSKI & BISCANA, 2012).

Prefeitura Municipal de Curitiba  
Secretaria Municipal do Meio Ambiente  
Departamento de Pesquisa e Conservação da Fauna - MAPCF

Mapa da setorização do Zoológico convencionada pelo Departamento de Parques e Praças em 2006.



Figura 4: Zoológico Municipal de Curitiba  
Fonte: Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (2006)

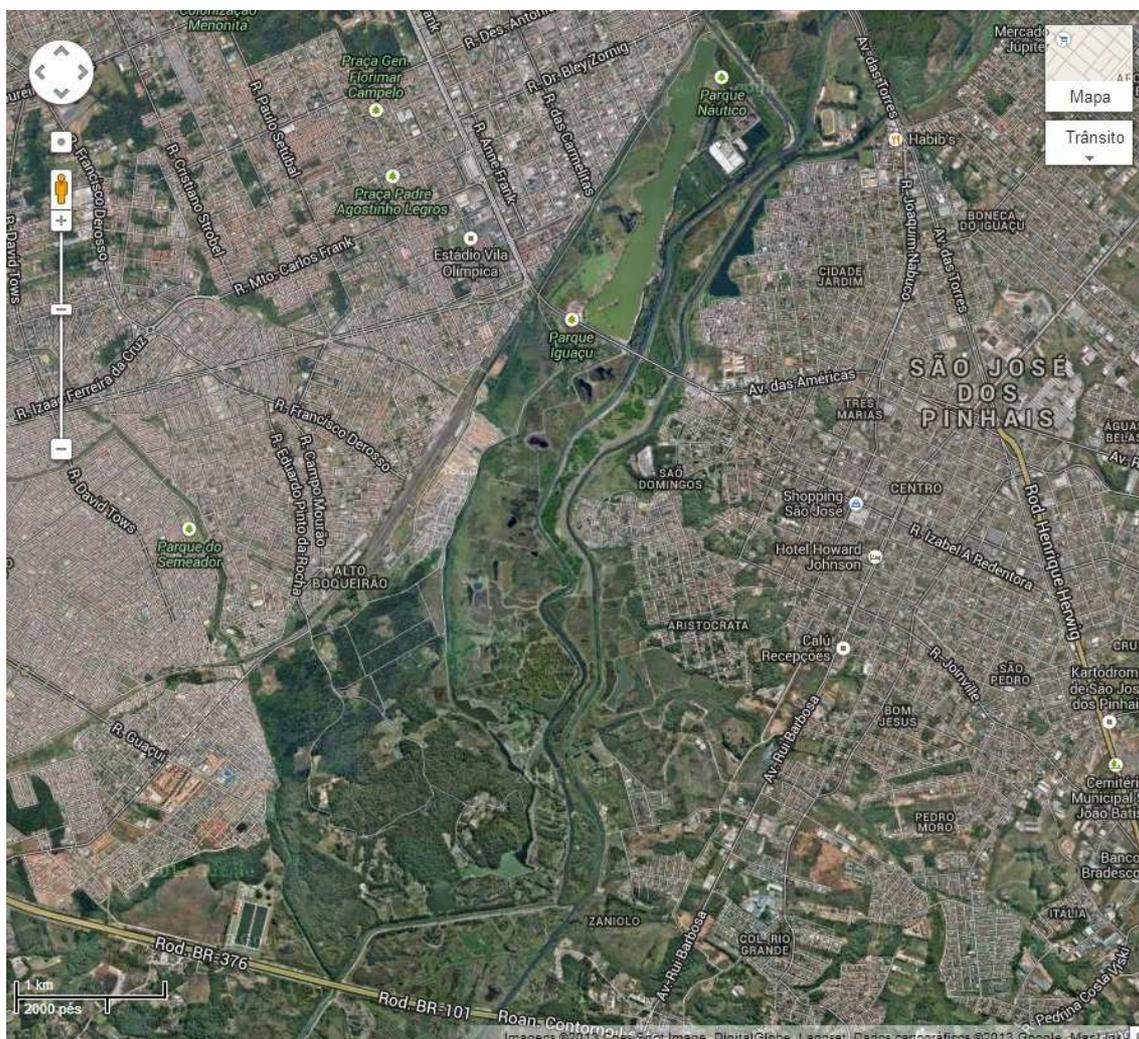


Figura 5: Parque Nacional do Iguaçu  
 Fonte: <https://maps.google.com.br/> (2013)

O Parque Regional do Iguaçu insere-se na porção leste do município de Curitiba, na divisa com os municípios de Pinhais e São José dos Pinhais. Sua área é limitada à leste pelo Rio Iguaçu, a oeste pelo ramal ferroviário de Engenheiro Bley, ao norte pela divisa Curitiba/Pinhais e a sul pelo Ribeirão dos Padilhas (Figura 6).

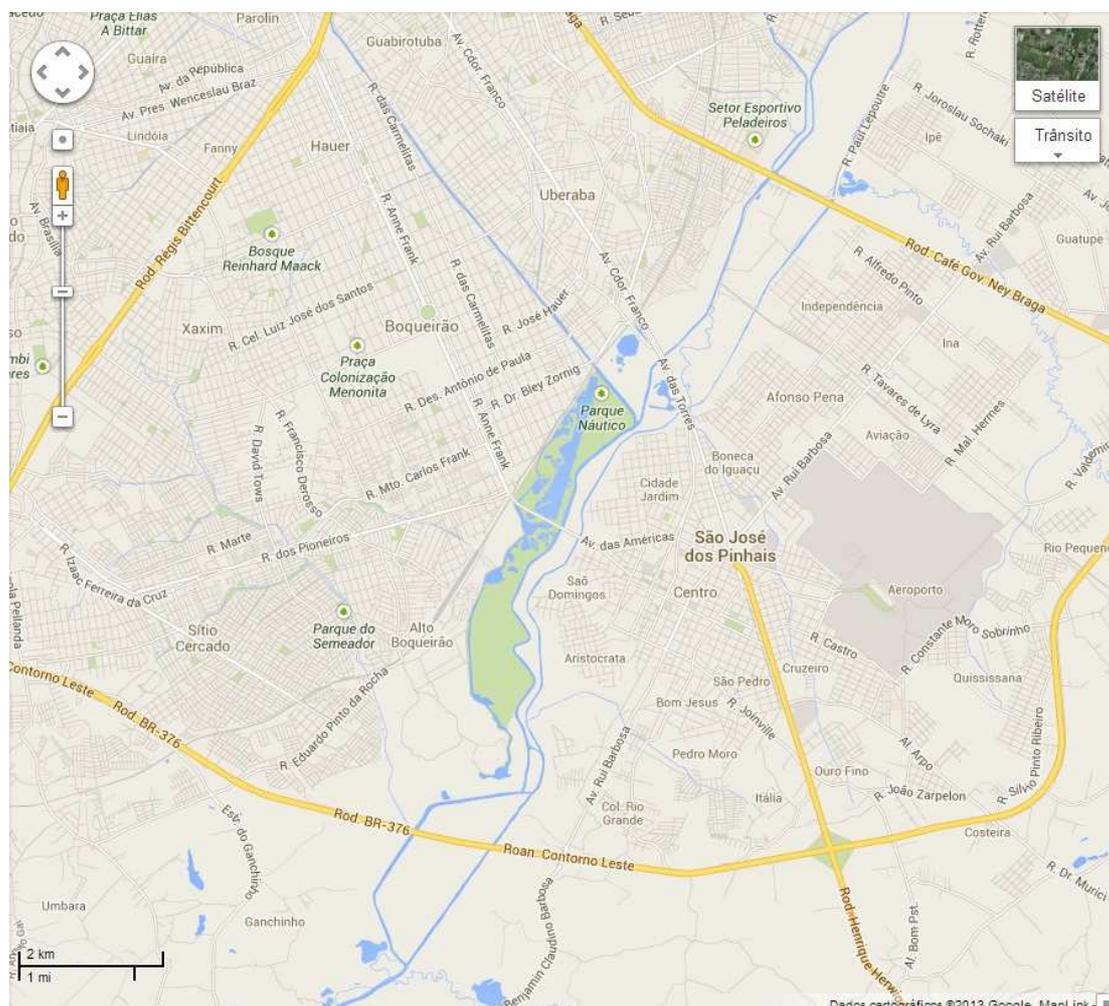


Figura 6: Localização Parque Regional do Iguaçu.  
 Fonte: <https://maps.google.com.br> (2013)

Criado em 1976 com o intuito de conter enchentes nas porções sul e sudeste do município e controlar a ocupação urbana irregular, foi instituído em 1979, mas só em 1982 adquiriu suas atuais proporções. Hoje é um importante ponto de lazer para a população de Curitiba e região, uma vez que compreende o Zoológico Municipal e o Parque Náutico. Com área de 8.264.316 m<sup>2</sup> (aproximadamente 830 ha) é o maior parque da cidade, também considerado o maior parque regional do país situado em centro urbano (JARDIM ZOOLOGICO DE CURITIBA, 2011).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, enquadra-se como Cfb (Clima Temperado Úmido - Mesotérmico) com verões brandos, geadas severas e frequentes, ocorrência rara de neve e sem estação seca. O mês mais quente tem

temperatura média inferior a 22°C e o mais frio, inferior a 18°C, sendo a temperatura média anual de 16,5°C; no mês mais quente de 20,1°C e no mês mais frio de 12,6°C (IPEA, 2001). A precipitação anual é de 1.452 mm, sendo janeiro o mês mais chuvoso, com 191 mm, e agosto o mais pobre em chuva com 78 mm (MAACK, 1991) e a média anual da umidade entre 80 e 85% (IAPAR, 2013).

#### 4.2 LEVANTAMENTO DOS DADOS

Foi realizada uma primeira visita de campo ao zoológico, durante a qual, acompanhada de um funcionário, identificou-se a topografia da área, o fluxo da água, a presença dos diferentes espécimes, a distribuição dos mesmos e demais características relevantes. Ao percorrer o local junto ao responsável pelo setor reconheceu-se que determinadas áreas apresentavam sinais de eutrofização e que as mesmas precisavam de intervenção (Figura 7).

O Zoológico Municipal de Curitiba apresenta suas águas conectadas e em fluxo contínuo dentro de sua área. Diversas nascentes estão localizadas dentro do zoológico e por sua vez estas águas que nascem dentro do zoológico se misturam a águas servidas, geradas pela manutenção do mesmo, em especial pela limpeza das jaulas gerando um fluxo de sedimentos e nutrientes variável. Não existem estudos quanto a qualidade e características físicas-químicas destas águas. Devido a falta destes estudos a escolha dos sistemas baseou-se basicamente na consulta de bibliografia e no resultado obtido com os mais diversos sistemas, considerando-se o relevo, em especial a declividade do mesmo, e clima da região.

Com a utilização de mapas e croquis, fornecidos pela equipe do zoológico, considerou-se primeiramente a localização das unidades de tratamento. Posteriormente de acordo com as características da área, tamanho e a carga de efluentes recebidos pela mesma, determinou-se quais seriam os sistemas e respectivos fluxos. Em seguida o material filtrante e a vegetação conforme literatura consultada.



Figura 7: Áreas do zoológico  
Fonte: A autora (2013)

#### 4.3 DETERMINAÇÃO DOS SISTEMAS DE WETLANDS A SEREM UTILIZADOS

Considerando-se os resultados obtidos conforme literatura supracitada os *wetlands* combinados apresentam-se como eficientes alternativas e serão indicados para a proposta. Primeiramente um tanque séptico será utilizado para retenção prévia de sólidos sedimentáveis, em seguida um sistema de fluxo vertical, seguido por um sistema de fluxo horizontal, aproveitando-se a declividade do terreno, será implantado, buscando-se uma eficiente remoção de nitrogênio e fósforo, que acontecerá através de uma nitrificação seguida de uma desnitrificação, finalizado por uma lagoa para polimento, usufruindo-se uma lagoa já existente na área. Os sistemas de fluxo vertical e horizontal irão operar de forma aneróbia e aeróbia respectivamente. No primeiro

sistema que operará “afogado” predomina-se o funcionamento anaeróbio que exige em sequência uma etapa de tratamento aeróbico e anóxico capaz de remover o nitrogênio do efluente. Em sistemas onde o *wetland* construído de fluxo vertical é instalado em série com um *wetland* construída de fluxo subsuperficial horizontal, espera-se nitrificação satisfatória no primeiro estágio, que é bem oxigenado, e desnitrificação no segundo, devido às condições de anoxia presentes que são necessárias a esta reação, de forma que a DBO removida no primeiro estágio possa prevenir interferências no processo de nitrificação no segundo (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Lima (1998) utilizou sistema *wetland* construído como pós-tratamento de efluentes provenientes do reator UASB, observando redução de NTK de 21% devido à nitrificação seguida de desnitrificação do efluente.

A lagoa com plantas que vem em seguida trata-se de um tanque raso com plantas aquáticas flutuantes nos quais o esgoto é mantido por um intervalo de tempo determinado, sendo a remoção de poluentes obtida através das plantas e de microorganismos fixos nas raízes. A NBR 13969/1997 estima que as lagoas com plantas promovem remoção de 70 a 90% da DBO e de nitrogênio amoniacal, 50 a 80% de nitrato e 70 a 90% de fosfato (ABNT NBR 13969,1997).

#### 4.4 CÁLCULO DA ÁREA E DEMAIS VARIÁVEIS

Para o cálculo da área de cada unidade utilizou-se mais uma vez da literatura disponível. Para o cálculo da área do tanque séptico utilizou-se a NBR 7229/1993 (ABNT, 1993) e para a determinação da carga da DBO necessária para o cálculo da área utilizou-se a comparação da carga de DBO de suínos (OLIVEIRA, 1993), considerando-se o seu peso e produção de dejetos, com o provável peso e produção de dejetos dos demais animais (Figura 8) presentes na área de implantação dos sistemas de wetlands.



Figura 8: Animais presentes na área de estudo  
Fonte: <https://maps.google.com.br/> (2013)

Para o cálculo da área do primeiro sistema de *wetlands*, utilizou-se o Método Kaick, também conhecido como fluxo vertical “afogado”. Considerou-se a carga de DBO humana e se comparou esta com a carga de DBO utilizada no cálculo da área do tanque séptico. Para o segundo sistema utilizou-se a área disponível, visto que trata-se de uma área em declive com um pequeno córrego e para a lagoa, apenas determinou-se a área já existente, que poderia ser aproveitada, utilizando-se mapa fornecido pelo pessoal do zoológico.

#### 4.4.1 MÉTODO KAICK (RELAÇÃO DE EQUIVALENTE HABITANTE)

Kaick (2002) define a zona de raízes como um filtro físico biológico ao qual é adicionada uma camada com raízes de espécies macrófitas plantadas sobre a

superfície do filtro. Trata-se de um tanque com uma camada de areia e outra de brita sobre a qual são cultivadas espécies adaptadas a terrenos encharcados.

Seu método estabelece que o efluente seja distribuído na zona de raízes através de uma tubulação perfurada ao longo da seção longitudinal, aproximadamente 10 cm abaixo da superfície, o que torna a superfície do módulo visualmente seca, iniciando de forma aeróbia o tratamento secundário. E estabelece o plantio das espécies que constituem a zona de raízes sobre o filtro físico formado por uma camada de brita nº1, seguida de uma camada de areia grossa. Sendo disposta no fundo do filtro a malha de tubulação de coleta do efluente tratado, conectada a uma saída elevada, de forma que o efluente tratado é conduzido para fora da estação através da diferença de nível, com uma remoção da DBO de 98% (KAICK, 2002) e de coliformes em níveis próximos a totalidade (ALMEIDA *et al.*, 2007).

O modelo (Figura 9) trabalha afogado e assim sendo, faz-se necessária a instalação de um respiro a fim de evitar bolhas de ar na tubulação de saída. Quanto ao dimensionamento a área estimada é de 1m<sup>2</sup> por habitante, com profundidade de 1m, porém é importante considerar a evaporação na área. Segundo Ambros, Ehrhardt e Kerschbaumer (1998) a média anual de evaporação de água através das plantas pode chegar a 1.000 l. Já em climas tropicais, como é o caso do Brasil, a probabilidade de evaporação pode ser ainda maior, devido à insolação mais contínua ao longo do ano. Com isso, em experimentos brasileiros, estima-se redução da área da estação de tratamento por zona de raízes, em relação ao equivalente habitante utilizado em trabalhos implantados na Europa.

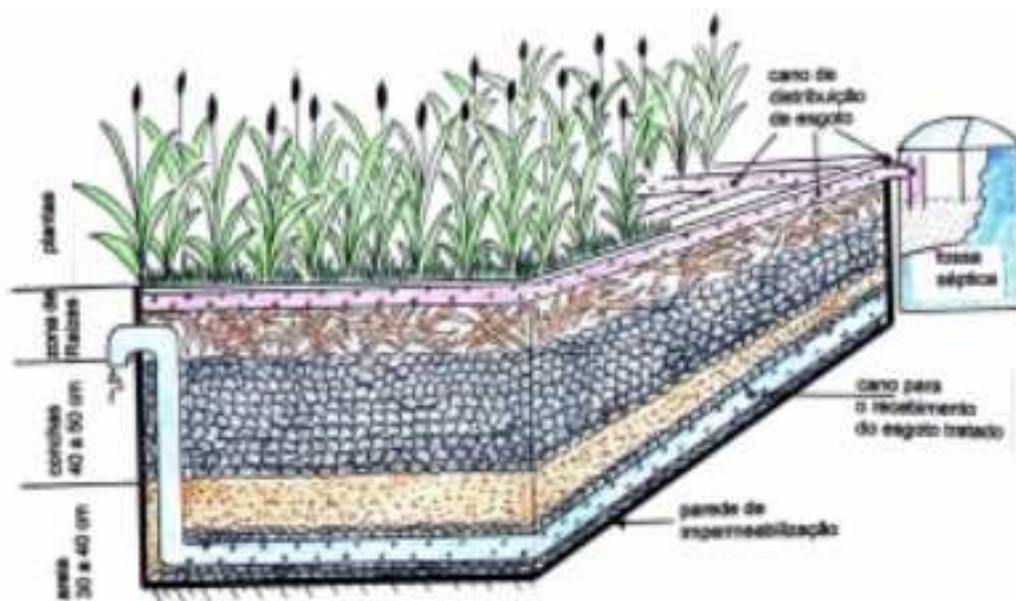


Figura 9: Esquema do modelo Kaick (2002)

Fonte: [http://files.dirppg.ct.utfpr.edu.br/ppgte/dissertacoes/2002/ppgte\\_dissertacao\\_074\\_2002.pdf](http://files.dirppg.ct.utfpr.edu.br/ppgte/dissertacoes/2002/ppgte_dissertacao_074_2002.pdf)

(2013)

O tempo de detenção verificado é de 2,5 a 3 dias, de forma que a dinâmica hidráulica faz com que o tratamento seja predominantemente anaeróbio. Por ser predominantemente anaeróbio, o efluente resultante apresenta presença de nitrogênio amoniacal acima do permitido para lançamento em corpos hídricos. Para infiltração no solo ou lançamento em galerias pluviais, a norma da ABNT não limita a concentração de nutrientes, possibilitando a utilização do modelo proposto por Kaick (2002). Para lançamento em corpo hídrico, o emprego de filtros com zona de raízes na configuração de Kaick (2002) deve ser complementado com processo aeróbio, promovendo a remoção de amônia.

## 5. PROPOSTA PARA IMPLANTAÇÃO DO SISTEMA DE WETLANDS NO ZOOLOGICO MUNICIPAL DE CURITIBA

Inúmeras são as configurações possíveis para *wetlands* construídos. A variação vai desde o fluxo hidráulico, podendo reproduzir as características de uma lagoa, ou composto por várias camadas de material granulométrico, funcionando como um filtro físico e biológico. Para a configuração que opera como um filtro pode-se variar desde os materiais granulométricos utilizados até a geometria, o método de dimensionamento e as espécies de plantas utilizadas.

De acordo com o resultado esperado e com as características desejadas para o sistema e baseando-se nas características da área estabelecida (Figura 10) dentro do Zoológico Municipal de Curitiba para instalação dos sistemas de *wetlands* e baseando-se no Método Kaick (2002) (relação de equivalente habitante) para o dimensionamento, visto sua eficiência e da redução de custo de material em função da redução da área de implantação necessária (BORBA, 2012) sugere-se um sistema de fluxo vertical, seguido por um sistema de fluxo horizontal e finalizado por uma lagoa com plantas, em vista da eficiência da combinação dos mesmos.

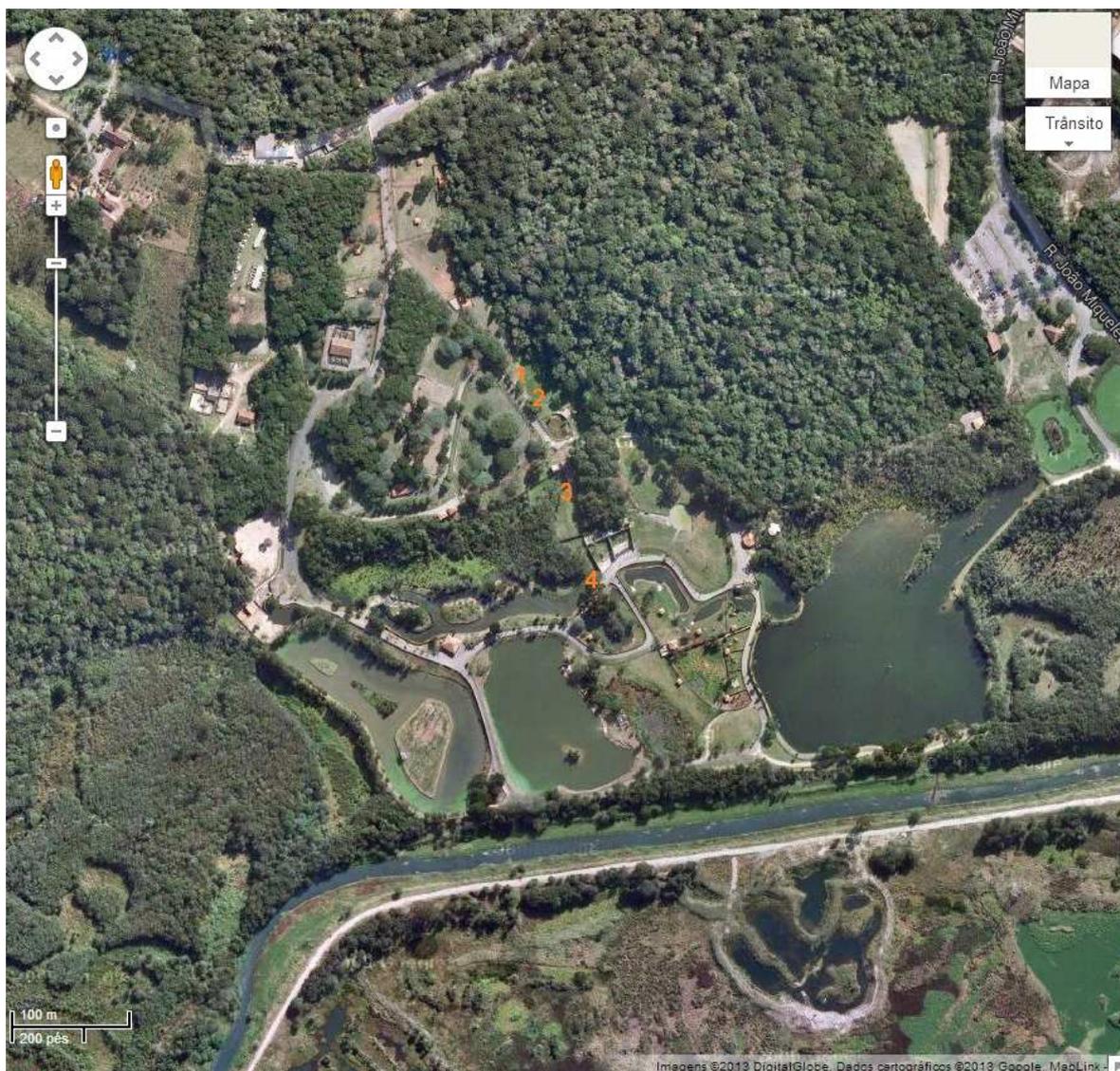


Figura 10: Local de instalação dos sistemas (1- tanque séptico; 2- *Wetland* de fluxo vertical afogado; 3- *Wetland* de fluxo horizontal; 4- Lagoa)

Fonte: <https://maps.google.com.br/> (2013)

### Fluxo Hidráulico

Em vista das necessidades da área e de acordo com as características da mesma os sistemas com fluxo horizontal e com fluxo vertical são considerados e propostos para o projeto, sendo o filtro de fluxo horizontal empregado após o filtro de fluxo vertical afogado de forma a complementar o tratamento realizado. E após estes

se sugere ainda uma lagoa com plantas para polimento. Para avaliação do projeto também é importante considerar o relevo e aproveitar as declividades para que o fluxo do esgoto entre os módulos de tratamento ocorra por gravidade.

### Material filtrante

Em um wetland construído, o solo é constituído por materiais filtrantes de diferentes granulometrias. O modelo proposto por Kaick (2002) emprega camadas de brita nº1 e areia grossa para composição do filtro e fixação da microbiota.

Quanto mais fina a granulometria em uma camada, maior é a quantidade de bactérias instaladas, porém a granulometria fina diminui a capacidade de percolação do meio. Assim, para definir o material filtrante a ser utilizado, são estabelecidas camadas que permitam o adensamento de bactérias de forma a alcançar bons resultados.

Lohmann (2011) realizou uma análise por camadas do filtro de uma *wetland* construída conforme o modelo Kaick (2002) e observou que as maiores transformações de matéria orgânica e nutrientes registradas no filtro com zona de raízes aconteceram mais intensamente nos primeiros 10 cm, na camada com brita nº1 e que aos 60 cm de profundidade, já alcançando a camada de areia grossa, essa atividade já se apresentava reduzida. Entretanto também observou que os primeiros 10 cm da camada de areia não promoveram redução de microrganismos, enquanto que a camada de areia de 50 cm mostrou-se eficiente neste parâmetro. E assim sendo para remoção de coliformes totais e *E. coli* vê-se a necessidade de utilização de uma altura considerável para o filtro de areia, igual a 50 cm, sendo assim suficiente para remover estes microrganismos nos períodos mais secos.

A eficiência da utilização da areia como meio suporte e filtrante foi observada por Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) que obtiveram redução de 89% na remoção de coliformes em filtros plantados e também por Vacca *et al.* (2005).

### Caracterização da vegetação

Quanto à escolha da vegetação as macrófitas devem ser escolhidas de acordo com sua resistência, origem, considerando se as mesmas são nativas, e a apresentação estética esperada, visando um ambiente agradável aos animais e visitantes. As espécies sugeridas para este projeto são espécies tolerantes ao frio e flexibilidade de cultivo a pleno sol ou a sombra, considerando-se o clima da região, que se multipliquem rapidamente, que sejam preferencialmente nativas da área e que apresentem flores perfumadas e de grande efeito ornamental, bem como folhagem decorativa. E conforme o fluxo hidráulico serão utilizadas plantas flutuantes, submersas e emergentes. No filtro de fluxo vertical serão utilizadas *Canna generalis*, no de fluxo horizontal *Zantedeschia aethiopica* e na lagoa *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*.

### *Canna generalis*



Figura 11: *Canna generalis*

Fonte: BORBA (2002)

A *Canna generalis* (Figura 11) conhecida pelo nome vulgar de cana índica ou bananinha de jardim é uma planta herbácea ornamental, de ciclo perene, adaptável às diversas condições climáticas. Se adaptam bem em solos ricos em matéria orgânica a solos arenosos. Se reproduzem por rizomas e sementes, esta última de difícil quebra

de dormência (JASENTULIYANA & SENATHIRAJAH, 1981). Possui em sua estrutura anatômica aerênquimas desenvolvidos no caule e nas raízes. Nestes aerênquimas o oxigênio é captado pelas folhas e levado pelo caule até as raízes onde se fixam bactérias que recebem este oxigênio. Quanto maior o volume de raízes, como espécies que possuem raízes fasciculadas ou em cabeleira, maior o número de colônias de bactérias com capacidade de degradação da matéria orgânica.

Yang *et. al* (2007), obtiveram maiores eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo em wetlands quando comparados com outras espécies vegetais e Parolin *et. al* (2012) obteve eficiência média de: 83% para turbidez; 87,4% para DQO; 84,3% para DBO e 77,5% para o fósforo em sistema utilizando a mesma.

### *Zantedeschia aethiopica*



Figura 12: *Zantedeschia aethiopica*

Fonte: BORBA (2002)

A *Zantedeschia aethiopica* (Figura 12), conhecida como copo-de-leite pertencente à família Araceae é uma herbácea florífera, robusta, cespitosa, ereta, perene, originária de lugares muito úmidos da África, de 0,60 a 1,0 m de altura, com rizomas vigorosos. Possui folhas membranáceas, verde-escuras e brilhantes, de 8 a 19 cm de comprimento e inflorescências eretas e vistosas. Pode ser cultivada a pleno sol ou a meia-sombra. É tolerante a baixas temperaturas e não prospera bem em climas quentes. Multiplica-se pelas mudas formadas junto ao rizoma da planta mãe,

separadas após o florescimento (LORENZI & SOUZA, 2008). É bastante apreciada pela beleza e versatilidade e utilizada tanto como flor de corte na composição de arranjos florais quanto em paisagismo na composição de jardins (ALMEIDA & PAIVA, 2004).

Possuem como característica morfológica principal uma rede de canais, chamado de aerênquimas, que tem função de captar nas folhas o oxigênio e transportar até o caule e raiz (KAICK, 2002) e em estudo de Santos *et al.* (2011) mostrou-se adaptar-se bem ao leito cultivado sendo efetiva na inativação de microrganismos patogênicos bem como na redução de DBO e coliformes totais e fecais, alcançando valores limites ou muito próximos dos estabelecidos pela legislação.

*Typha sp.*



Figura 13: *Typha sp.*

Fonte: BORBA (2002)

A *Typha sp.* (Figura 13), de nome popular Taboa, tem sido largamente utilizada em estudos e projetos de sistemas de tratamento de esgotos domésticos, atuando na remoção de nutrientes. A escolha desta espécie está relacionada ao dimensionamento do filtro, em especial quanto à profundidade, face ao comprimento vertical da raiz cultivada, de forma a garantir razoável remoção de nitrogênio do sistema. Seu sistema radicular já alcançou a profundidade média de 27,15 cm e a máxima de 30 cm. Quanto ao seu plantio este se dá logo após a coleta em ambiente natural (BRASIL *et al.*, 2007).

Almeida *et al.* (2007) concluíram, em seu estudo sobre a eficiência de espécies vegetais na purificação de esgotos, que a taboa (*Typha angustifolia*) mostrou-se eficiente na redução da DBO e de fosfatos, na oxigenação do substrato, na remoção do nitrogênio amoniacal e na remoção de coliformes. Entretanto, relata-se que o desenvolvimento da Taboa é de difícil controle em regiões tropicais, visto que suas raízes podem se desenvolver demasiadamente, colmatando o sistema, o que implica em manutenção constante com poda e troca dos indivíduos vegetais.

Marques *et al.* (1997) utilizaram meio suporte de areia grossa, plantado com *Typha sabulata* no tratamento de efluentes de drenagem ácida e encontraram eficiências de remoção de cromo, chumbo, zinco e níquel, respectivamente, de 81%; 96%; 60% e 92%. Os autores observaram aumento no valor de pH de 4,0 para valores entre 5,3 e 6,7.

*Eleocharis sp.*



Figura 14: *Eleocharis sp.*

Fonte: G. FLOWER & L. THOMPSON – [www.murrumbidgee.cma.nsw.gov.au](http://www.murrumbidgee.cma.nsw.gov.au) (2013)

O *Eleocharis sp.* (Figura 14) conhecido popularmente como junco, é uma planta aquática emersa que cresce em terrenos brejosos ou alagadiços e tendo larga distribuição em todo o mundo, tem se mostrado muito eficiente no tratamento de efluentes. Suas folhas são longas e cilíndricas contendo muitos canais aeríferos e suas flores são muito pequenas e reunidas em inflorescências características. Sousa *et al.* (2000) experimentaram meio suporte de areia grossa lavada, plantado com junco encontrando eficiências de remoção de Matéria Orgânica Carbonácea – MOC de (79% a 84%); N (76% a 87%) e P (78% a 100%).

Sezerino e Philippi (1998) avaliaram o desempenho de *wetlands* construídos com meio suporte de areia grossa, brita nº 1 e casca de arroz plantado com a macrófita junco (*Zizania bonariensis*) no tratamento de esgotos domésticos provenientes de um tanque séptico. As eficiências de remoção de DBO, de sólidos sedimentáveis e de sólidos totais foram, respectivamente, de 86%; 91%; 76%.

#### Construção do sistema de *wetlands*

A construção dos sistemas é relativamente simples, porém a escolha do material apresenta-se mais complexa visto que deve atender as condições de hidráulica e de difusão do efluente e dos gases que são liberados durante o processo e permitir a fixação eficiente de bactérias, de maneira a possibilitar a atividade e o crescimento destas.

A construção das *wetlands* pode ser realizada por meio de lona plástica, de maneira a garantir a impermeabilização do solo, a resistência mecânica do sistema e a resistência do sistema ao tempo. As *wetlands* podem ser preenchidas com pedra brita e na parte superior podem ser cobertas com areia da própria região. Para um tratamento eficiente a composição e a granulometria adequada do material filtrante são muito importantes. Para separar as camadas pode-se utilizar uma tela mosquiteiro, impedindo que a areia ocupe os espaços vazios entre as pedras, o que causaria uma rápida colmatação do módulo. As dimensões do sistema variarão de acordo com as características do local, a situação geográfica do local, o tipo do fluxo e a concentração

de efluente, bem como a qualidade esperada pelo processo, mas sugere-se que a declividade do solo no interior das wetlands seja ajustada a uma queda de 3% de maneira a promover o escoamento satisfatório dentro da unidade.

Os serviços de manutenção do sistema limitar-se-ão ao controle do crescimento das plantas, controle de distribuição homogênea do efluente evitando acúmulo na superfície e controle do grau de purificação do efluente.

Os custos do projeto irão variar de acordo com o tamanho e a disponibilidade de material local, podendo ser reduzidos se existir no local, solos argilosos que podem ser utilizados para a impermeabilização dos tanques e material para enchimento dos leitos, bem como pela existência de plantas no local, evitando a necessidade da compra. De acordo com estudos de Souza *et al*, (1998) e Bueno *et al*, (2013), os custos de implantação dos sistemas *wetlands* construídos pode ser muito menor do que aqueles dos sistemas convencionais de tratamento de efluentes e, o custo de operação é muito baixo. Também é importante verificar a disponibilidade de brita e areia grossa na região, além de outros materiais como tubulações, lona ou manta, caixas de gordura e inspeção e materiais de apoio para a construção e instalação do sistema, de forma a reduzir o custo final.

## **6. ANÁLISE DE VIABILIDADE ECONÔMICA**

Para o dimensionamento de uma estação de tratamento deve-se considerar a demanda (vazão em função do uso e do número de habitantes), o espaço físico e o terreno (relevo, tipo de solo e nível d'água), bem como a presença de corpo hídrico (lago, rio ou área de alagado), visto que o custo total de implantação de um sistema de tratamento de esgoto que utiliza filtros com zona de raízes varia conforme a área necessária para implantação do filtro, principalmente em função dos volumes de brita e areia necessários para compor as camadas filtrantes.

## 6.1 ESTRUTURA DO SISTEMA

Um sistema de tratamento por *wetlands* deve ser constituído de módulo preliminar, primário, secundário podendo ou apresentar um módulo de polimento. No caso do Zoológico Municipal de Curitiba este sistema (Figura 15) será composto por tanque séptico como módulo preliminar visado à remoção de sólidos grosseiros, seguido por um módulo primário, um sistema *wetland* de fluxo vertical e um sistema de fluxo horizontal e ao final como unidade de polimento será instalada uma lagoa.

Os sistemas projetados seguem as instruções publicadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) descritas nas normas NBR 7229/1993 e NBR 13969/1997 que tratam, respectivamente, sobre projeto de tanque séptico, unidades de tratamento complementares ao tanque séptico e disposição final do efluente tratado.



Figura 15: Esquema do processo a ser implantado no Zoológico Municipal de Curitiba.

Fonte: A autora (2013)

### 6.1.1 TANQUE SÉPTICO

O tanque séptico pode ser definido como uma unidade com fluxo horizontal para tratamento de esgotos que tem por objetivo a detenção dos despejos por um determinado período de tempo, induzindo a decantação dos sólidos e permitindo a retenção do material graxo. O tratamento através de tanques sépticos resulta em uma eficiência média de 60% na redução de sólidos em suspensão e de 30% na redução da DBO e seu dimensionamento e projeto devem seguir as recomendações da NBR 7229/1993 (ABNT, 1993).

$$V = 1000 + N (C.T + K.Lf)$$

Onde:

V = Volume útil (L);

N = Número de pessoas a serem atendidas (hab);

C = Contribuição diária de esgoto por ocupante (L/hab.dia);

T = Período de detenção (dias);

K = Taxa de acumulação de lodo digerido (dias);

Lf = Contribuição de lodo fresco (L/hab.dia).

Considerando para a estimativa um suíno e equiparando a produção de dejetos líquidos e de DBO dos animais do zoológico com o mesmo (de acordo com o peso dos animais), temos:

Um total de 28 suínos (1 waterbucke + 2 bisões + 1 llama + 5 avestruzes).

Visto que: 1 waterbucke (170 Kg) equivale a 2 suínos

1 bisão (1130 Kg) equivale a 10 suínos

1 llama ( 155 Kg) equivale a 1 suíno

1 avestruz (110 Kg) equivale a 1 suíno

Sabendo-se que um suíno de aproximadamente 90 Kg tem uma produção diária de 5 litros de efluente e 279 gramas de DBO (OLIVEIRA, P. A. V., 1993) e que uma pessoa produz diariamente 54 gramas de DBO (BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A., 1993), entendemos que 1 suíno produzirá o mesmo aproximado que 5 pessoas e utilizando o cálculo acima teríamos:

$$28 \text{ suínos} \times 5 \text{ pessoas} = 140 \text{ pessoas}$$

E assim:

$$V = 1000 + 140 (5 \times 0,5 + 65 \times 0,1 ) \text{ onde: } V = 2.260,00 \text{ litros}$$

Será necessário uma área aproximada de 1,5 m<sup>2</sup>, considerando uma profundidade de 1,5 m conforme NBR 7229/1993 (ABNT, 1993). E o custo será de aproximadamente R\$ 1.400,00 segundo Mannich (2011) e R\$ 1.850,00 segundo Santos & Giglio (2011), de acordo com o material utilizado, R\$ 1.104,57 se o sistema utilizado for de placas pré-moldadas, R\$ 2.073,24 de alvenaria e R\$ 2.430,00 de anéis pré-moldados de concreto, para sistemas que exigem o mesmo volume do estimado para o zoológico.

#### 6.1.2 WETLAND DE FLUXO VERTICAL AFOGADO

Kaick (2002) estabeleceu a relação de área superficial do filtro de 1 m<sup>2</sup> para cada 120 litros de efluente líquido produzido. Considerando um volume de aproximadamente 2.260 litros, a área estimada para a *wetland* será de aproximadamente 19 m<sup>2</sup> (2.260 L / 120 L).

Para a construção da mesma serão necessários 40 cm de areia grossa, 40 cm de brita nº2 e 20 cm de brita nº1 (Figura 16) conforme Manual de Dimensionamento e Implantação de Filtro com Zona de Raízes (BORBA, 2012).

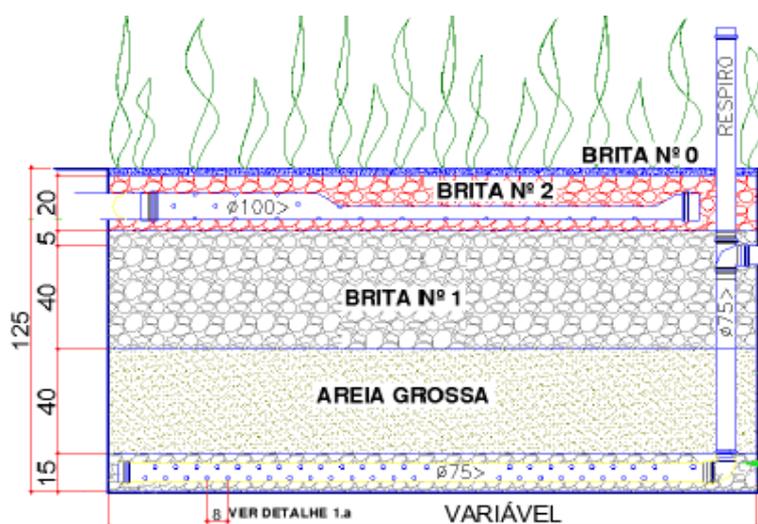


Figura 16: Modelo de *wetland* vertical

Fonte: BORBA (2002)

O custo da mesma será de aproximadamente R\$ 2.362,75, conforme tabela de custos abaixo:

MATERIAL	QUANTIDADE	VALOR PARCIAL
Areia grossa	7,6 m <sup>3</sup>	R\$ 433,20
Brita nº 0	0,95 m <sup>3</sup>	R\$ 42,75
Brita nº 1	7,6 m <sup>3</sup>	R\$ 342,00
Brita nº 2	3,8 m <sup>3</sup>	R\$ 174,80
Lona	40 m <sup>3</sup>	R\$ 180,00
Mudas	38 unidades	R\$ 190,00
Tubulação e demais acessórios	Variável	R\$ 1.000,00

Tabela 1: Custo para o wetland de fluxo vertical afogado

Fonte: A autora (2013)

### 6.1.3 WETLAND DE FLUXO HORIZONTAL

Aproveitando-se a declividade do terreno, bem como o espaço disponível, o tratamento se dará pela extensão da *wetland*, que apresentará uma área de aproximadamente 60 m<sup>2</sup> (1 m de largura por 60 m de comprimento). A extensão da mesma será de acordo com a disponibilidade da área já existente para a mesma e seu preenchimento será de brita nº2 (50 cm) (Figura 17).

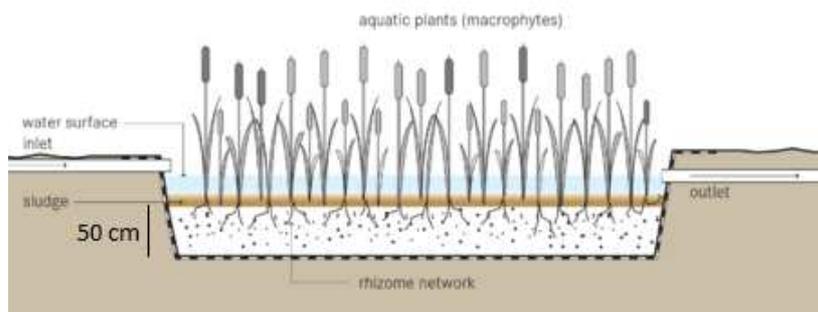


Figura 17: Modelo de wetland horizontal

Fonte: [http://www.grassrootswiki.org/index.php/Horizontal\\_subsurface\\_flow\\_constructed\\_wetland](http://www.grassrootswiki.org/index.php/Horizontal_subsurface_flow_constructed_wetland) (2013)

O custo da *wetland* será de aproximadamente R\$ 3.663,00, conforme tabela abaixo:

<b>MATERIAL</b>	<b>QUANTIDADE</b>	<b>VALOR PARCIAL</b>
Areia grossa	13,5 m <sup>3</sup>	R\$ 513,00
Brita nº 2	30 m <sup>3</sup>	R\$ 1.380,00
Lona	60 m <sup>2</sup>	R\$ 270,00
Mudas	100 unidades	R\$ 500,00
Tubulação e demais acessórios	Variável	R\$ 1.000,00

Tabela 2: Custo para o *wetland* de fluxo horizontal  
Fonte: A autora (2013)

#### 6.1.4 LAGOA

Numa área alagada já existente que apresenta um fluxo natural serão plantadas as mudas de macrófitas emergentes e logo em seguida as mudas de macrófitas flutuantes que atuarão realizando um trabalho de polimento. A área (Figura 17 e 18) será de aproximadamente 216 m<sup>2</sup> (12m de largura por 12 m de comprimento) e serão necessárias aproximadamente 30 mudas. A lagoa apresenta baixo custo de implantação em relação às lagoas de estabilização, têm operação simples e de custo reduzido e resulta em boa remoção de carga orgânica e nutrientes.



Figura 18: Área de implantação da lagoa.

Fonte: A Autora.



Figura 19: Área de implantação da lagoa.

Fonte: A Autora (2013)

Sendo o custo da mesma de R\$ 150,00, conforme tabela abaixo:

<b>MATERIAL</b>	<b>QUANTIDADE</b>	<b>VALOR PARCIAL</b>
Mudas	30 unidades	R\$ 150,00

Tabela 3: Custo para a lagoa

Fonte: A autora (2013)

## 6.2 LANÇAMENTO EM GALERIAS PLUVIAIS E ÁGUAS SUPERFICIAIS

Os parâmetros apresentados pela NBR 13969/1997, bem como as Resoluções CONAMA 357 e 430 estipulam os limites de lançamento em galerias pluviais e águas superficiais. Sendo que para lançamento em galeria de águas pluviais, não é estipulado limite mínimo de lançamento para oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitratos e fosfatos e para lançamentos em águas superficiais, os parâmetros e valores variam conforme a classificação do corpo receptor.

## 7. RESULTADOS ESPERADOS

Zoológicos se constituem em ambientes artificiais que buscam ser ao máximo similar aos naturais, oferecendo a mesma qualidade destes e mantendo condições básicas de alimento, ar, água e espaço, desejáveis as necessidades dos animais nele presentes. Além de constituírem-se como importantes espaços de difusão da educação ambiental, necessitando que seu desenvolvimento e manutenção sejam equilibrados e harmônicos fisicamente, evitando-se que efeitos negativos os prejudiquem e reduzam sua atratividade.

Desta maneira é de extrema importância buscar-se evitar a geração de qualquer impacto sobre essas áreas e recuperar as condições que não mais atendem ao propósito do zoológico, em especial, no caso do Zoológico Municipal de Curitiba, recuperar a qualidade de suas águas, vitais ao bem-estar animal.

Assim sendo, espera-se com o presente projeto de implantação de sistemas de *wetlands*, a reversão da atual situação dos lagos do Zoológico Municipal de Curitiba e consequente recuperação da qualidade de suas águas utilizadas para dessedentação e também como habitat, trazendo bem-estar aos animais pertencentes a esta unidade de conservação e também favorecendo seu potencial turístico e de Educação Ambiental. Com um resultado próximo ao obtido Fuzhou, na China, no Canal de Baima (Figura 20), onde após um ano de operação, as águas ao longo do canal se tornaram claras, sem odor desagradável e ainda contento muitos peixes, índices de amônia reduzindo de 80 ppm para 10 a 15 ppm e DBO de 150 mg/L para 15 mg/L, com um aumento de oxigênio dissolvido de 0,3 e 0,5 mg/L para 6 mg/L (YAMAMOTO, 2012).



Figura 20: Recuperação do Canal de Baima  
Fonte: <http://www.yesmagazine.org> (2013)

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Experiências brasileiras e internacionais têm demonstrado que os sistemas de *wetlands* construídas podem ser uma excelente alternativa para o tratamento integral de esgoto (SALATI *et al.*, 1996); para o tratamento de efluente agrícola (casas de vegetação, recinto de animais e tanques de peixes) (JUNSAN *et al.*, 2000); para o tratamento de água de rios Classe 2 para abastecimento industrial e urbano (ELIAS *et al.*, 2000); bem como na recuperação de áreas alagadas com o intuito principal de aumento de biodiversidade e conseqüente atividades de educação ambiental (KADLEC & KNIGHT, 1996), principalmente por apresentarem vantagens como o baixo custo de implantação, a fácil manutenção, e a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos.

Para tal, porém determinadas considerações se fazem fundamentais, visto que os *wetlands* como ecossistemas dinâmicos, heterogêneos em tempo e espaço, dependerão das características dos mesmos e também das características do efluente para a manutenção de sua diversidade biológica e produtividade.

O projeto e as técnicas a serem utilizadas dependem das características do afluente, da área disponível e das características finais do efluente a ser produzido. Sendo necessária uma caracterização físico-química completa dos efluentes que se quer despoluir e assim campanhas para avaliação da temperatura da água e ar, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade, intensidade luminosa, clorofila e profundidade da água, bem como, N-nitrito, N-nitrato, N-amoniaco, ortofosfato, fósforo total dissolvido, cloreto, oxigênio dissolvido, demanda química e bioquímica de oxigênio, *E. coli* e coliformes totais, além da avaliação da área.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT NBR 7229: **Projeto, construção e execução de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, 1993.

ABNT NBR 13969: **Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ADHIKARI, S.; BAJRACHARAYA, R. M. & SITAULA, B. K. **A review of carbon dynamics and sequestration in wetlands**. Journal of Wetlands Ecology, v.2, p. 42-46, 2009.

AGUJARO, L. F. – **Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiáí – Estado de São Paulo, Brasil – e avaliação de seus corpos d'água em relação à eutrofização**. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, México, 2002.

ALMEIDA, R. A. *et al.* **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário**. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, n. 37, 2007.

ALMEIDA, E. F. A. & PAIVA, P .D. O. **Floricultura 2 – Cultivo de copo-de-Leite**. Lavras: Editora UFLA, 2004.

ARMSTRONG, W., ARMSTRONG, J., BECKETT, P. M. & JUSTIN, S. H. F. W. **Convective gas-flows in wetland plant aeration**. In: Plant Life Under Oxygen Deprivation. M. B. Jackson, D. D. Davies, and J. Lambers, Eds. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, p. 283, 1991.

AMARAL, L. A. **Qualidade higiênico-sanitária e teor de nitratos na água utilizada em propriedades leiteiras situadas na região nordeste do Estado de São Paulo**. Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

BARELLA, W.; PESSUTI, C.; TEIXEIRA, R. H. & MERGULHÃ, M. C. **Zoológicos do Estado de São Paulo**. In: Joly, C.A. & Carlos Bicudo, C.E. (Orgs.). Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo. FAPESP. 7: p.126-148, 1999.

BISHOP, P. L. & EIGHMY, T. T. **Aquatic wastewater treatment using *Elodea nuttallii***, J. Water Pollut. Control Fed. p. 61-641, 1989.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken, 3ed. P.765, 2005.

BORBA, A. L. B. **Filtros Com zonas de raízes de fluxo subsuperficial vertical para o tratamento de esgoto doméstico: dimensionamento e implantação.** Dissertação de mestrado – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias.** São Paulo: CETESB, 1993.

BRASIL, M. S., MATOS, A. T. & SOARES, A. A.. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído.** ABES – Eng. Sanit. Ambient., vol. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

BRIX, H. **Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method.** Water Sci. Tech. p. 19-107, 1987.

BRIX, H. & SCHIERUP, H. -H. **Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport.** In: Constructed Wetlands in Water Pollution Control. P. F. Cooper and B. C. Findlater, Eds. Advances in Water Pollution Control, Pergamon Press, Oxford, p. 53, 1990.

BRIX, H. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands System Design, Removal Processes and Treatment Performance.** In: Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Ed. By Gerald A. Moshiri. Lewis Publishers, 1993.

BUENO, R. F., et al. **Implantação de wetlands construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no Município de Iguape – São Paulo.** InterfacEHS Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol.8 n.2, 2013.

CONAMA. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 25/10/2013.

CONAMA. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 27 mai. 2011.

COOPER, P. F., et al. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** Medmenham, Marlow, UK: WRc Publications, p. 184, 1996.

CRITES, R.W. **Desing criteria and practice for constructed Wetlands.** Water Sc. Tech., v.29, n. 4, p. 1-6, 1994.

CULLY, D. D. & EPPS, E. A. **Use of duckweed for waste treatment and animal feed**, J. Water Pollut. Control Fed. p.45-337, 1973.

DEBUSK, T. A., REDDY, K. R. T., HAYES, D. & SCHWEGLER, B. R. Jr. **Performance of a pilot-scale water hyacinth-based secondary treatment system**. J. Water Pollut. Control Fed. p. 61-1217, 1989.

DINGES, R. **Natural Systems for Water Pollution Control**. Van Nostrand Reinhold. New York, 1982.

ELIAS, J.M.; SALATI FILHO, E. & SALATI, E. **Performance of constructed wetland system for public water supply**. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Orlando, v.3, p. 1539-1544, 2000.

ESCOBAR, A. E. **Plano de educação ambiental para zoológicos**. Colômbia, Fundação Zoológica de Cali, 2000.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

GIOVANNINI, S. G. T. & MARQUES, D. M. L. M. **Conditioning factors for establishment of *Zizaniopsis bonariensis* in constructed wetlands**. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Águas de São Pedro. Proceeding. Águas de São Pedro: p. 559-568, 1998.

GUIMARÃES, A. B., LEOPOLDO, P. R & BREDA, C. C. **Extração de nutrientes através de Plantas Aquáticas em Sistemas de wetlands**. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil, 2000.

HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment, municipal, industrial and agricultural**. Chelsea: Ed. Lewis Publishers, p. 235, 1989.

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

HILLMAN, W. S. & CULLEY, D. D. JR. **The uses of duckweed**. Am. Sci. p. 66-442, 1978.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná, 2013 – **Cartas Climáticas do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=599>. Acesso em 21/10/2013.

INSTITUTO DE PLANEJAMENTO E GESTÃO URBANA - IPEA. **Gestão do uso do solo e disfunções do crescimento urbano: instrumentos de planejamento e gestão urbana: Curitiba**. Brasília: IPEA, 2001

JARDIM ZOOLÓGICO DE CURITIBA. **Parque Iguçu**. Disponível em: <http://www.curitibacity.com/pt/parques/85-jardim-zoologico-de-curitiba-parque-iguacu.html>. Acesso em: 16/08/2013.

JASENTULIYANA, N. & SENATHIRAJA, S. **A comparative study of some phenotypic Features Amongst Three Variants of Canna indica L. Showing Varying Degrees of Sterility**. Department of botany, University of Colombo, Colombo, Sri Lanka, p.21, 1981.

Javorouski, M. L. & Biscaia S. A., **300lógico anos Municipal de Curitiba – Curitiba**, 2012.

JUNSAN , W.; YUHUA, C. & QIAN, S. **The application of constructed wetland to effluent purification in pig farm**. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Orlando, v.3, p.1477-1480, 2000.

KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishing, 1996.

KAICK, T. S. V. **Estação de Tratamento de Esgoto por Meio de Zona de Raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

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

Lima, A. S. **Análise de Desempenho de Reator Anaeróbio (UASB) Associado a Leito Cultivado de Fluxo Sub-superficial para Tratamento de Esgoto Doméstico**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, 1998.

LIMA, C. A. **Considerações sobre ocupações irregulares e parcelamento urbano em áreas de mananciais da região metropolitana de Curitiba-PR**. Desenvolvimento e Meio Ambiente, Curitiba, n.3, p.97-114, 2001.

LOHMANN, G. **Caracterização de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Utilizando Variáveis Abióticas e Microbiológicas**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2011.

LORENZI, H. & SOUZA, H. M. **Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. 4ª edição. Nova Odessa, 2008.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do Governo do Estado do Paraná, 2 ed., 1981.

MACEDO JAB. **Águas & águas**. Belo Horizonte: CRQMG. p. 977, 2004.

MEIJER, A. A. R. **O Parque Regional do Iguaçu**. Curitiba: Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental – SPVS, p 47, 1987.

**MACRÓFITAS**, disponível em <http://www.cdcc.sc.usp.br/CESCAR/Conteudos/16-06-07/MACROFITAS.pdf>. Acesso em: 28/12/2013

MANFRINATO, E. S. **Avaliação do Método Edafo-fitopedológico para o Tratamento Preliminar de Águas**. Piracicaba-SP, 98 p. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”. Universidade de São Paulo. 1989.

MANNICH, P. K. A. **Preço orçado pela Funasa para tanques sépticos**, 2011.

MARQUES, D. L. L. M., PINHEIRO, C. B. & LUCA, S. J. **Controle de metais e elevação de pH por banhado (wetlands) construídos sem fonte externa de matéria orgânica**. Anais do 19º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e ambiental, Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, 1997.

MOLLE, P.; LIENARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G. & IWEMA, A. **How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems**. Water, Science, and Technology, 51(9), p. 11-21, 2005.

MUR, L. R.; SKULBERG, O. M. & UTKILEN, H. **Cyanobacteria in the Environment**. In: Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring, and Management. eds. Chorus, I. and Bartram, J. London and New York. E&FN Spon, p. 416, 1999.

NAVARRO-SILVA, M. A.; BARBOSA, A. A. & CALADO, D. – **Atividade de Mansonia spp. (Mansoniini, Culicidae) em fragmento florestal na área urbana de Curitiba**, Paraná, Brasil – Revista Brasileira de Zoologia 21 (2): p. 243-247, 2004.

NGO, V. **Boosting pond performance with aquaculture**. Operations Forum, 4:20, 1987.

NOGUEIRA, D. **Passeio Público, o mais valorizado**. Disponível em: <http://www.gazetadopovo.com.br/imobiliario/conteudo.phtml?tl=1&id=1002792&tit=Passeio Publico-o-mais-central->. Acesso em: 01/08/2013.

OLIVEIRA, P.A.V. **Produção e manejo de dejetos de suínos**. EMBRAPA, 1993.

PARQUES E BOSQUES. **Passeio público**. Disponível em: <http://www.curitiba.pr.gov/conteudo/parquespasseiopublicosecretariamunicipal-do-meio-ambiente/324>. Acesso em: 03/08/2013.

PAROLIN, M., CRISPIM, J. Q., KAICK, T. S. V. **Tratamento de esgoto por zona de raízes: análise e eficiência.** Rev. GEOMAE, Campo Mourão, PR v.3-n.1 p.45 – 57, 2012.

PEDRALLI, G. & TEIXEIRA, M. C. B. **Macrófitas aquáticas como agentes filtradores de materiais particulados, sedimentos e nutrientes.** In: HENRY, R.(coord.). Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos: Rima, p.177-194, 2003.

PEURAVUORI, J.; KOIVIKKO, R. & PIHLAJA, K. **Characterization, differentiation and classification of aquatic humic matter separated with different sorbents: synchronous scanning fluorescence spectroscopy.** Water Research, v.36, n.18, 2002.

PHILLIPI, L.S. & COSTA R.H.R. **Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone.** In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Águas de São Pedro. Proceeding. Águas de São Pedro: p.670-679, 1998.

PHILLIPI, L. S. & SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Florianópolis: 144p., 2004.

PIEIDADE, A. R. **Dinâmica da remoção de fósforo em leitos cultivados com Typha sp.** Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola, UNICAMP. Campinas. p.195, 2010.

REED, S.C.; MIDDLEBROOKS, E.J. & CRITES, R.W. **Natural systems for waste management and treatment.** New York: McGraw-Hill, 363p., 1988.

RODRÍGUEZ, C. **Humedales Construidos.** Estado del Arte. (I). Ingeniería Hidráulica y Ambiental. v.24.n3. 2003.

ROQUETE PINTO, C. L.; PALADINO, L. T. & TEOBALDO, J. M. **Integrated Rural Sustainable Development with Aquatic Plants.** In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 6. Eds TaukTornisielo, S.M. and Salati, E.F. Proceeding. Águas de São Pedro, Brasil, p. 660- 669, 1998.

ROUSSEAU, D. P. L. *et al.* **Constructed wetlands for water reclamation.** Desalination, v. 218, p. 181-189, 2008.

ROSA, M. F; SOUZA FILHO, M. S. M; FIGUEIREDO, M. C. B.; MORAIS, J. P. S.; SANTAELLA, S. T. & LEITÃO, R.C. – **Valorização de Resíduos da Agroindústria - II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA,** Foz do Iguaçu, PR – p. 98-105, 2011.

RUSCHMANN, D. V. M. **Turismo e planejamento sustentável**. Campinas: Papirus, 1997.

SALATI, E. – **Método fitopedológico de despoluição de águas**. Fundação Salim Farah Maluf, 1984.

SALATI, E. & RODRIGUES, N.S. **De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé**. Rev. Bras. Tecn., v.13, n.3, p.37-42, 1982.

SALATI, E. **Edaphic-Phytodepuration: A New Approach to Wastewater Treatment**. In: Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Edited by K.R. Reddy and W.H. Smith. Magnolia Publishing Inc. Orlando, Flórida, 1987.

SALATI, E. FILHO; MANFRINATO, E.S. & SALATI, E. **Secondary and tertiary treatment of urban sewage utilizing the hds system with upflow transport**. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 5. Viena. Proceedings. Viena v.1, p.VI/3-1-VI/3-6, 1996.

SALATI FILHO, E.; MARCONDES, D. S.; SALATI, E; ELIAS, J. M. & NOGUEIRA, S. F. **Assessment of the efficiency of constructed wetland sistem – Pilot plant – for tertiary treatment**. In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 7., 2000, Orlando. Proceedings. Orlando: v.2, p.971-976, 2000.

SALATTI, E. – **Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas** - São Paulo, v.65, n.1/2, p.113-116, 2003.

SALATI *et al.* *Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas* - Instituto Terramax – Piracicaba , São Paulo, 2009.

SANTOS, R. J.; FORTES NETO, P. & BATISTA, G. T. **Tratamento de efluentes por leite cultivado: Sistema para pequenas comunidades**. Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais: 1-11, 2011.

SANTOS, G. B. D. & GIGLIO, P. H. M. **Estudo de viabilidade econômica e construtiva de um tanque séptico pré moldados para residências unifamiliares**. Trabalho de Graduação – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

SCHOLZ, M. & LEE, B-H. **Constructed wetlands: a review**. International Journal of Environmental Studies, v. 62, n. 4, p. 421–47, 2005.

SCHULZE, E. D. BECK, E. & MÜLLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. Springer. Berlin. p.692, 2005.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. **Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-platas**. Anais do XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental, Lima, Peru, 1998.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical.** 2006. Tese de Doutorado em Engenharia Ambiental. UFSC, 2006.

SHIRASUNA, R.T. **Echinochloa in Lista de Espécies da Flora do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB20372>. Acesso em: 24/12/2013.

SIRACUSA, G. & LA ROSA, A. D. **Design of a constructed wetland for wastewater treatment in a Sicilian town and environmental evaluation,** 2006.

SOUZA, L. C.; IARIA, S. T.; PAIM, G. V. & LOPES, C. A. M. **Bactérias coliformes totais e coliformes de origem fecal em águas usadas na dessedentação de animais.** Ver. Saúde Pública., S. Paulo, 17:112-22, 1983.

SOUZA, J.T.; OLIVEIRA, J. E. G.; FLORENTINO, E. R. & NASCIMENTO, M. F. **Remoção de fósforo através do sistema wetland.** Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental 26 (AIDIS 98), Lima, 1998.

SOUZA, J. T., VAN-HAANDEL, A. C., COSENTINO, P. G. S. & GUIMARÃES, A. V. A. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands Construídos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, PB, pg 87-91, 2000.

STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management.** Guidelines of lake management handbook – vol. 9. Japão: ILEC/UNEP, p. 229, 1999.

TAIZ, L. & ZEIGER, E. **Plant Physiology.** Sinauer Associates Editor. Stamford, CT. 3 ed. P. 690, 2002.

TISSOT, A. C. & NAVARRO-SILVA, M. A., **Revista Brasileira de Zoológia,** Curitiba, vol.21 no.4, 2004.

TRIVEDY, R. K. & GUDEKAR, V. R. **Water hyacinth for wastewater treatment: a review of the progress.** In: Current Pollution Researches in India. R. K. Trivedy and P. K. Goel, Eds. p. 109, 1985.

TUNDISI, J. G. **Ecohydrology applied to urban wetlands management.** Trabalho apresentado no 8th INTECOL Wetland Conference, Cuiabá, 2008.

USEPA-UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters.** Cincinnati, Ohio. 166p., 1999.

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P. & KÄSTNER, M. **Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands.** Water Research, n. 39, p. 1361-1373, 2005).

VALENTIM, M. A. A. & ROSTON, D. M. **Project of constructed wetland for treating septic tank effluent.** In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Águas de São Pedro, 1998. Proceeding. Águas de São Pedro: 1998 p.126- 129, 1998.

VALLEJOS, M. A. V.; LANZE, M.; SILVA, M. A.; MEIJER, A. A. R.; CARRANO, E. & STRAUBE, F. C. **Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil – Minas Gerais,** p. 292 -297, 2011.

VERHOEVEN, J. T. A. & MEULEMAN, A. F. M. **Wetlands for wastewater treatments: Opportunities and limitations.** Ecol. Engine., v.12, n.1/2, p.5-12, 1999.

VIEIRA, J. M. S. *et al.*, *Toxic cyanobacteria and microcystin concentrations in a public water supply reservoir in the Brazilian Amazonia region.* Toxicon, v.45, p. 901-909, 2005.

WATSON, J. T. *et al.* **Performance expectations and loading rates for constructed wetlands.** In: **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** Lewis, Chelsea, p. 319–351, 1989.

WEMMER, C. **Manual técnico de zoológico.** Sociedade de Zoológicos do Brasil. Balneário Camburiú, Santa Catarina, 2006.

WESTERHOFF, P. & ANNING, D. **Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: influence of urbanization.** Journal of hydrology, v. 236, p. 202-222, 2000.

Wilcox, D.A. **The role of wetlands as nearshore habitat in Lake Huron.** In: Munawar, M., Edsall, T., Leach, J. (eds.), *The Lake Huron Ecosystem: Ecology, Fisheries and Management.* Academic Publishing, Amsterdam, The Netherlands, p. 223-245, 1995.

WOLVERTON, B. C. **Aquatic plant/microbial filters for treating septic tank effluent.** In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural.* D. A. Hammer. Ed. Lewis Publishers, Chelsea. MI, p. 173, 1989.

WREEC **Designing a habitat.** In: WREEC. *Aquatic: project Wild, USA:* p. 19-20, 1987.

YAMAMOTO, C. R. G. **Wetlands na Região Metropolitana de Curitiba – PR: Gestão e Desafios.** Revista online: Caminhos da Geografia, Uberlândia, v.13, p. 138-156, 2012.

YANG, Q.; CHEN, Z.H.; ZHAO, J.G.; GU, B.H. **Contaminant removal of domestic wastewater by constructed wetlands: Effects of plant species.** *J. Integr. Plant Biol.* p. 437–446, 2007.