

Júlia Borém Sfredo

**EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA *WETLAND* CONSTRUÍDO EM
ESPIRAL NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS**

Trabalho de Conclusão de Curso
submetido à Universidade Federal de
Santa Catarina para obtenção do grau de
Bacharel e Licenciada em Ciências
Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Carlos José de
Carvalho Pinto

Co-orientadora: MSc. Maria Elisa Magri

Florianópolis, 2013

Júlia Borém Sfredo

**EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA *WETLAND* CONSTRUÍDO EM
ESPIRAL NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de Bacharel e Licenciada, e aprovado em sua forma final pelo curso de Ciências Biológicas.

Florianópolis, 27 de fevereiro de 2013.

Prof^ª. Maria Risoleta Freire Marques, Dr^ª.
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Carlos José de Carvalho Pinto Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Arthur Schmidt Nanni, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Rodrigo de Almeida Mohedano Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Dedico esse trabalho a meu pai e
minha mãe, como símbolo de uma
missão cumprida por nós, com
esforço, dedicação e carinho.

AGRADECIMENTOS

Ao longo dessa caminhada durante minha graduação na UFSC, muitos são os parceiros e amigos a agradecer.

Em primeiro lugar agradeço à vida por sua beleza e abundância. E ao mar por toda cura.

Em seguida agradeço a meus pais e irmãos por todo amor, suporte e confiança oferecidos.

Ao amigo e professor Carlos Pinto por me estender a mão no momento exato. À Maria e Tuti por abrirem as portas e o sorriso para a realização de minhas análises.

Agradeço à família Çarakura pelo apoio, acolhimento e amizade!

Aos professores Paulo Horta, Daniel Falkenberg e Aldaléa Sprada por me ajudarem na identificação das plantas.

Ao amigo e artista Tatu Rocha pelas ilustrações.

Ao professor Rick Miller por me acompanhar no mundo acadêmico e me mostrar outras maneiras de ser e ver.

À Família Casca, Shirley e César, CABio, Espícula, à galera da bike, às famílias do tecido, do circo, da afro e da Bahia, aos piratas queridos e às fulores belas, ao Ale e tantos amigos mais que partilharam dessa jornada, sou profundamente grata por tornarem esse caminhar tão gostoso e interessante, tão rico em aprendizados, alegrias e amor, e que assim fazem parte de quem estou sendo hoje, longe de apenas uma bióloga, mas uma mulher e eterna menina muito feliz no caminho da luz. Haha! Valeu!!

RESUMO

A implementação de *wetlands* construídos aparece como uma proposta interessante para ajudar a sanar um dos grandes problemas sanitário-ambientais da atualidade que é o aumento da demanda e a diminuição da oferta de água com qualidade. Esses sistemas simulam áreas alagadas naturais com plantas e realizam o tratamento de águas residuárias.

No presente estudo verificou-se a eficiência de um sistema *wetland* construído em espiral contendo três espécies vegetais aquáticas flutuantes: *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Spirodela intermedia* no tratamento de águas cinzas da pia da cozinha, e o efluente final foi comparado com a legislação vigente sobre o lançamento de efluentes. Foram realizadas quatro coletas de amostras do efluente entre os meses de junho a dezembro de 2012, e analisados os seguintes parâmetros físico-químicos e bacteriológicos: OD, pH, DQO total, sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS), série nitrogenada inorgânica, fósforo total, coliformes totais e *Escherichia coli*. O *wetland* apresentou uma eficiência média de remoção da DQO de 94%, e de ST e SS de 77% e 97%, respectivamente. A concentração média do OD do efluente tratado foi igual a 5,93 mg/L. Após a passagem do efluente pelo sistema, o pH e as concentrações de OD, DQO e nitrogênio se encontram de acordo com a legislação. Apenas as concentrações de fósforo estão acima dos valores previstos por lei, ainda que apresente uma eficiência de remoção de 90%.

A atuação de *E. crassipes* no sistema teve destaque, especialmente nos meses mais quentes quando teve aumento de sua biomassa.

Palavras-chave: *Wetland*, plantas aquáticas flutuantes, águas cinzas, tratamento, espiral.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Localização do Instituto Çarakura.....	58
Figura 2 - <i>Wetland</i> construído em espiral	61
Figura 3 - Vista em corte do <i>wetland</i> construído em espiral.....	63
Figura 4 - Pontos de coleta.	64
Figura 5 - Sifão de coleta à esquerda, amostras coletadas à direita	65
Figura 6 - Variação dos valores de pH encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.	69
Figura 7 - Variação dos valores médios de pH para cada ponto de coleta.	70
Figura 8 - Variação dos valores de oxigênio dissolvido encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.	71
Figura 9 - Aumento da biomassa de <i>E. crassipes</i> (aguapé) durante a transição sazonal do inverno para o verão.....	72
Figura 10 - Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido para cada ponto de coleta.....	72
Figura 11 - Variação dos valores da DQO total encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.....	74
Figura 12 - Variação dos valores médios da Demanda Química de Oxigênio para cada ponto de coleta.....	75
Figura 13 - Variação dos valores de amônia encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.....	76
Figura 14 - Variação dos valores de amônia encontrados para P1, P3, P4 e P5 ao longo do período de monitoramento.	76
Figura 15 - Valores de nitrato encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.	79
Figura 16 - Variação dos valores de ortofosfato encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.....	80
Figura 17 - Variação dos valores de ortofosfato encontrados para P4 e P5 ao longo do período de monitoramento.....	81
Figura 18 - Variação dos valores médios de ortofosfato para cada ponto de coleta.....	82
Figura 19 - Variação dos valores de sólidos totais encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.	83
Figura 20 - Variação dos valores de sólidos suspensos encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.	83
Figura 21 – Detalhamento da variação dos valores de sólidos suspensos encontrados para P4 e P5 ao longo do período de monitoramento.	84
Figura 22 - Variação dos valores médios de ST e SS para cada ponto de coleta, e valores típicos de ST e SS em esgotos sanitários segundo Von Sperling (2005).	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dados médios e desvio padrão dos principais parâmetros avaliados nos pontos amostrados do sistema de tratamento de águas cinzas (n° de amostragens = 4).....	68
Tabela 2 - Valores de CT e <i>E. coli</i> encontrados no efluente tratado (P5) ao longo do período de monitoramento.	86

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA - American Public Health Association
CASAN - Companhia de Água e Saneamento
CCB – Centro de Ciências Biológicas
CF – Coliformes Fecais
Cfu – colony-forming unit (unidades formadoras de colônia)
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT - Carbono Orgânico Total
CT – Coliformes Totais
CTC – Centro Tecnológico
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EPAGRI - Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
GESAD - Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IÇara – Instituto Çarakura
IEA - Instituto de Ecologia Aplicada
IPA – Instituto Agrônômico de Pernambuco
ISA - Instituto Sócioambiental
LIMA - Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NEAmb - Núcleo de Educação Ambiental
NPM – Número Mais Provável
NSW – New South Wales
OD – Oxigênio Dissolvido
ONG – Organização Não Governamental
OSCIP - Organização da Sociedade Civil de Interesse Público
pH - potencial hidrogeniônico
PIB – Produto Interno Bruto
PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PRAE - Pró-Reitoria de Assuntos Estudantis
SACs- Sistemas Alagados Construídos
SS – Sólidos Suspensos
ST- Sólidos Totais
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

SUMÁRIO

SUMÁRIO	41
1 INTRODUÇÃO	29
1.1 OBJETIVOS	56
1.1.1 Objetivo Geral	56
1.1.2 Objetivos Específicos	56
2 MÉTODO.....	58
2.1 ÁREA DE ESTUDO	58
2.2 OBJETO DE ESTUDO	61
2.3 COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS	64
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	68
4 CONCLUSÕES	89
REFERÊNCIAS	91

1 INTRODUÇÃO

O aumento da demanda e a diminuição da oferta de água com qualidade é um dos grandes problemas sanitário-ambientais da atualidade. O aumento da poluição dos corpos d'água no âmbito das bacias hidrográficas, acompanhado pelo crescimento das atividades antrópicas que ocorrem independentes à lógica de planejamento sócio-ambiental, são alguns dos fatores que culminam nesta situação. Neste contexto surge a necessidade de implantação de programas e políticas que visem à conservação dos recursos hídricos. Fazem parte destas medidas a promoção de práticas conservacionistas como o desenvolvimento de fontes alternativas de abastecimento de água, o desenvolvimento de tratamentos alternativos e reuso de águas residuárias, o aproveitamento da água de chuva, entre outros (BORSOI & TORRES, 1997).

No Brasil, a gestão dos sistemas de esgotamento sanitário é baseada na concepção clássica, onde são adotados sistemas centralizados, implicando em extensas redes coletoras e grandes estações de tratamento nas áreas urbanas (BORSOI & TORRES, 1997).

De acordo com o Atlas de Saneamento do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) apresentado em 2011, são quatro os serviços de saneamento: rede de abastecimento de água, rede coletora de esgoto, manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais. Neste documento constam dados levantados na Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB 2008, que apontam o esgotamento sanitário como o serviço com menor abrangência municipal em todo o país. Enquanto 33 municípios declararam a inexistência de rede de abastecimento de água, 2495 municípios distribuídos pelas Unidades de

Federação não possuíam rede coletora de esgoto, com exceção do Estado de São Paulo, onde apenas uma cidade não apresentava o serviço de esgotamento sanitário através rede coletora.

Considerando-se os estratos populacionais, grande parte dos municípios com menos de 50 mil habitantes, preponderantemente rurais e com população dispersa, não são atendidos pelo serviço de esgotamento sanitário através de rede, o que aponta uma maior dificuldade na oferta desse serviço nesses estratos e a necessidade de medidas específicas comprometidas em estender esses serviços essenciais à população (IBGE, 2011).

Ao lado de ações governamentais devem se somar iniciativas não governamentais para alterações no padrão urbano e metropolitano das redes de saneamento, ampliando a gama de possibilidades a fim de atender às populações rurais (IBGE, 2011).

No tocante às alternativas quanto à disposição do esgoto sanitário, aparecem as fossas sépticas e sumidouros, fossas secas, fossas rudimentares, valas a céu aberto e lançamentos em corpos d'água como possibilidades, sendo as três últimas, antes de soluções alternativas, apenas a confirmação da precariedade da coleta de esgoto no país. E mesmo a fossa séptica, que aparece como a principal solução alternativa para suprir a carência desse serviço, está longe de desejável, ainda que implique na redução da utilização das demais possibilidades apresentadas, que são ainda mais ineficientes (IBGE, 2011).

Analisando os dados das PNSB 2000 e PNSB 2008 percebe-se um pequeno aumento na coleta de esgoto sanitário nos municípios brasileiros, que passa de 52,2% em 2000, para 55,1% em 2008, mas que ainda ilustra a insuficiência do sistema de saneamento brasileiro como

um todo, em que somente metade dos municípios faz a coleta de esgoto. Além disso, grande parte do esgoto coletado não recebe tratamento adequado antes de ser lançado nos corpos d'água (IBGE, 2011).

Em 2008, dos 5564 municípios brasileiros, apenas 3069 possuíam rede coletora de esgoto e somente 1587 realizavam seu tratamento. A região sul apresentava a terceira maior proporção de municípios sem rede de esgoto do país (60%) e o menor crescimento dentre as regiões, apenas 1% de 2000 a 2008. Em Santa Catarina apenas 35% dos municípios apresentavam rede de esgoto e somente 16% recebiam tratamento. Esses dados mostram o descaso com a questão, pois mesmo na Região Sul que possui o segundo maior Produto Interno Bruto - PIB do país, três quintos dos municípios não possuía rede coletora de esgoto no ano de 2008. Vale ainda observar que foram considerados municípios com rede coletora, quando esta atendesse pelo menos a um distrito ou parte dele, independente da extensão da rede, número de ligações ou de economias esgotadas (IBGE, 2011).

De acordo com o Atlas de Saneamento do IBGE (2011), ainda que pouco, os municípios brasileiros estão investindo mais na melhoria do sistema de esgotamento sanitário desde o ano 2000. Porém a maior parte dos investimentos vai para a melhoria das redes coletoras, enquanto que apenas uma pequena parte vai para melhorias e ampliação das estações de tratamento.

O tratamento e a disposição final convencionais dos esgotos domésticos não tratam de maneira sustentável e eficiente a questão do saneamento, o que possivelmente é a principal razão para o surgimento de problemas de cunho social e ambiental, que é a própria degradação do ambiente no qual estamos imersos (BORSOI & TORRES, 1997).

Diversos problemas ambientais estão associados à falta ou à precariedade do saneamento, tais como: poluição ou contaminação na captação de água para o abastecimento humano, poluição de rios, lagos, lagoas, aquíferos, doenças, erosão acelerada, assoreamento, inundações frequentes que, quando associadas à disposição inadequada de lixo e efluentes sem tratamento, podem causar sérios problemas sanitários e de saúde pública e contribuir para disseminar doenças de veiculação hídrica. A escassez de água e o estresse provocado pela poluição e/ou contaminação podem ameaçar a segurança da população, afetando o abastecimento público, a produção de alimentos, a saúde e a recreação. A sustentabilidade dos recursos hídricos requer uma gestão ambiental integrada, que possibilite os usos múltiplos sem provocar a queda na qualidade e a redução da quantidade de água. Ou seja, a maneira atual com que lidamos com nossos dejetos, restos, despejos é tão distante de nós mesmos, que acabamos por sentir suas consequências de modo generalizado dificultando perceber como e onde esse problema foi gerado (IBGE, 2011).

A Lei de saneamento de 2007 (Lei Federal – Nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007) estimula a utilização de alternativas diferenciadas para a prestação de serviços de saneamento ao prever: o fomento ao desenvolvimento científico e tecnológico; aplicação dos recursos financeiros por ela administrados de modo a promover o desenvolvimento sustentável, a eficiência e a eficácia; adoção da bacia hidrográfica como unidade de referência para o planejamento de suas ações; minimizar os impactos ambientais relacionados à implantação e desenvolvimento das ações, obras e serviços de saneamento básico e assegurar que sejam executadas de acordo com as normas relativas à

proteção do meio ambiente, ao uso e ocupação do solo e à saúde; a adoção de soluções graduais e progressivas, bem como a difusão dos conhecimentos gerados de interesse para o saneamento básico.

Existem diversas alternativas tecnológicas e instituições que podem contribuir com a implantação do saneamento. De acordo com o Instituto Socioambiental - ISA (2008) estas alternativas diferem dos modelos convencionais principalmente pela escala em que elas são aplicadas, tratam o saneamento de forma local, ou seja, próximo de sua fonte de geração, de tal forma que é possível envolver a comunidade local na sua implantação e manutenção. Outro fator que permite essa relação de proximidade entre a comunidade e o lidar com seus resíduos, é a simplicidade de sua engenharia e dos tipos de materiais utilizados, o que proporciona certa autonomia por parte da comunidade em relação a técnicos, e o envolvimento de um maior número de pessoas (ISA, 2008). Deste modo, tratamentos alternativos ao modelo tradicional aparecem como propostas mais sustentáveis - entende-se aqui por “mais sustentável” aquela que abrange os aspectos: ecológico (de menor agressão ao ambiente), econômico (de menor custo que o convencional) e social (de maior alcance populacional) – no lidar com os restos que produzimos (ESSERT & MAZON, 2011).

Uma dessas propostas consiste na implementação de sistemas de tratamento de águas residuárias chamados *wetlands*.

O termo *wetland* significa área alagada. Existem *wetlands* naturais, como as várzeas, pântanos e mangues, e *wetlands* construídos, que consistem em sistemas alagados construídos (SACs), que simulam áreas alagadas naturais, onde são cultivadas plantas adaptadas ao crescimento em solos saturados com água e baixa oxigenação (BRASIL

et al., 2007). Essas plantas possuem características morfofisiológicas que lhes permitem exercer importantes funções no tratamento das águas residuárias, tais como facilitar a troca de gases entre o sistema e o meio (TANNER, 2001), estabilizar a superfície do leito através de seus sistemas radiculares de forma a evitar o processo erosivo (BRIX, 1997), absorver nutrientes e minerais durante seu desenvolvimento, além de contribuir para o aspecto estético dos ambientes, característica essa que não está diretamente relacionada ao tratamento, mas que traz mais um ponto positivo na aceitação do modelo pelo público em geral (TANNER, 2001).

Os *Wetlands* naturais provavelmente vêm sendo usados para a eliminação de águas residuais desde que o esgoto passou a ser coletado, com descargas documentadas que datam de 1912 (EPA, 2000).

Os primeiros estudos sobre *wetlands* construídos iniciaram-se na Europa na década de 1950 e nos Estados Unidos em 1960 (EPA, 2000) aumentando as pesquisas entre 1970 e 1980. Segundo Vymazal (2010), os primeiros experimentos utilizando plantas de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias foram conduzidos no início da década de 1950, por Käthe Seidel no “Max Planck Institute” localizado em Plön, na Alemanha. Mas, o primeiro *wetland* totalmente construído foi feito somente em 1967 na Holanda.

De acordo com Rodrigues (1999), esses sistemas foram utilizados inclusive na despoluição de grandes rios como o rio Tâmis, na Inglaterra e o rio Don no Canadá na década de 80. Agupés foram utilizados na absorção de grandes quantidades de nutrientes e metais pesados no rio Mississipi, o segundo rio mais longo dos Estados Unidos.

Na década de 90 houve um aumento no número desses sistemas

ampliando a sua aplicação para outros tipos de águas residuárias tais como escoamento superficial, águas residuárias industriais e águas de drenagem de minas e da agricultura (SILVA, 2007).

Em 1982, pesquisadores construíram um lago artificial experimental para o tratamento de um córrego altamente poluído em Piracicaba-SP, configurando o primeiro sistema de *wetland* construído do país (SALATI, 2003).

No Brasil, a implementação desses sistemas ainda ocorre lentamente, mas já vêm sendo estudados em diversas instituições de pesquisa: Instituto de Ecologia Aplicada (IEA) de Piracicaba, em São Paulo; Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI); Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA), institutos de permacultura e agroecologia de todo o país, e nas Universidades de maneira geral, através de projetos de pesquisa e extensão de graduação e pós-graduação (SILVA, 2007). Do ponto de vista da comunidade científica internacional, estes trabalhos vêm apresentando um grande avanço. Desde 1986 vêm sendo realizadas conferências internacionais bianualmente para a troca de informações e avaliação das eficiências dos diversos sistemas utilizados, com cerca de 1.000 trabalhos científicos sobre o tema apresentados. (SALATI *et al.* 2009).

Segundo Kadlec (2009) os SACs são sistemas projetados com base nos *wetlands* naturais, cuja estrutura e composição proporcionam a formação de áreas aeróbicas e anaeróbicas dentro do sistema, o que possibilita a presença de diversos micro-organismos que contribuem na degradação dos compostos orgânicos presentes nas águas residuárias, e são geralmente utilizados nos tratamentos secundários e terciários de

efluentes. As plantas constituintes do SAC apresentam alta produtividade, e, juntamente com o solo, fornecem grandes superfícies de adsorção para os metais. Esses sistemas costumam ter profundidades inferiores a 60 cm, de tal forma que atuam recíproca e fortemente com a atmosfera através da chuva e evapotranspiração, assim, também a densidade da vegetação influencia no sistema, pois interfere nessas variáveis.

A ocorrência da sedimentação e filtração dos sólidos, e a absorção de nutrientes pelas plantas, somadas às demais características citadas, atribuem aos SACs a capacidade de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos ao ambiente e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC, 2009). Philippi e Sezerino (2004), afirmam que o tratamento de águas residuárias através de um SAC é bem sucedido devido a um conjunto de diferentes processos: filtração e sedimentação por processos físicos; adsorção, complexação e troca iônica por processos químicos; a degradação microbiana aeróbia e anaeróbia, e retirada de nutrientes pelas plantas, ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera (região de contato entre as raízes e o solo), além de mecanismos de remoção de agentes patogênicos, por processos biológicos.

Existem diferentes classificações para definir os tipos de *wetlands* variando de acordo com o critério que se observa, quanto ao fluxo de água no sistema (vertical, horizontal, superficial, subsuperficial), quanto à água em tratamento (pluvial, esgoto), quanto às espécies vegetais utilizadas, etc (MONTEIRO, 2009).

A vegetação proporciona superfícies para a formação de filmes bacterianos que facilitam a filtragem e a adsorção dos constituintes da

água residual, permite a transferência de oxigênio à coluna de água e controla o crescimento de algas ao limitar a penetração da luz solar. Esse filme biológico é composto por colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros micro-organismos que degradam a matéria orgânica para sais inorgânicos tornando os nutrientes disponíveis para as plantas (MARQUES, 1999).

Brix (1993) classifica os sistemas de *wetlands* construídos, de acordo com as plantas que são utilizadas, em dois tipos: sistemas que utilizam plantas aquáticas emergentes e sistemas que utilizam plantas aquáticas flutuantes.

- *Wetlands* com plantas aquáticas emergentes

Nesse tipo de sistema as plantas utilizadas têm a raiz fixa no substrato e caule e folhas parcialmente submersos. Herbáceas de diversas famílias são utilizadas como *Phragmites australis* (caniço), a *Typha latifolia* (taboa, junco), *Scirpus lacustris* (bunho, junco) e o *Cyperus papyrus* (papiro). Internamente, são estruturadas por tecidos que contém espaços abertos, através dos quais o oxigênio é conduzido ao sistema radicular, o que lhes confere adaptações necessárias para se desenvolver num sistema alagado (ARMSTRONG *et al.*, 1991). Parte desse oxigênio pode ainda ser liberada pelo sistema radicular em seu entorno criando um ambiente propício para o desenvolvimento de bactérias nitrificadoras e permitindo a decomposição da matéria orgânica. Essas plantas são resistentes a variações de disponibilidade de água, podendo se desenvolver desde ambientes em que o nível do lençol freático está a 50 cm abaixo nível do solo, até ambientes em que o nível da água está a 150 cm acima do nível do solo (SALATI, 2003).

- *Wetlands* com plantas aquáticas flutuantes

Diferentes espécies podem ser usadas nos sistemas com plantas aquáticas flutuantes, tanto atuando como espécie única do sistema, como formando uma combinação delas. Espécies dos gêneros *Lemna*, *Spirodela*, *Landoltia*, conhecidas como lentilhas d'água, são resistentes a baixas temperaturas e utilizadas na remoção de nutrientes da água, além de criar condições mais favoráveis à nitrificação e desnitrificação (SALATI, 2003). A taxonomia deste grupo botânico tem sofrido diversas mudanças devido ao aprimoramento das técnicas de biologia molecular (análises de DNA). Assim, Les e Crawford (1999) descreveram, recentemente, o novo gênero *Landoltia* (derivado de *Spirodela*) para a subfamília Lemnoideae, que juntamente com os gêneros *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* e *Wolffiella* compõem a subfamília Lemnoideae dentro da família Araceae (SOUZA & LORENZI, 2005).

De acordo com a International Aroid Society (2012) a família Araceae é subcosmopolita e, embora a família ocorra naturalmente em todos os continentes, exceto na Antártica, é predominantemente tropical. No Brasil, são encontradas aproximadamente 400 espécies distribuídas em 36 gêneros.

A subfamília Lemnoideae é caracterizada por espécies exclusivamente aquáticas flutuantes, que ocorrem livres ou fixas em fases do seu desenvolvimento, e constituem as menores angiospermas (BEZERRA & FRANÇA, 1999). Segundo a chave de identificação apresentada por POTT & CERVI (1999) as espécies pertencentes a esses 5 gêneros são caracterizadas por plantas de frondes milimétricas,

esféricas ou laminares, possuidoras ou não de raízes, com flores pequenas formadas apenas de ovário e estame numa cavidade reprodutiva, reprodução vegetativa muito eficiente superando a sexuada. Por esses motivos, é difícil a delimitação dos táxons, sendo a distribuição geográfica um fator que auxilia nesse processo. Apresentam distribuição subcosmopolita, com centro de dispersão tropical e subtropical na América do Sul. Sendo os cinco gêneros presentes no Brasil. Essas plantas atuam como despoluidoras no ambiente aquático servem de abrigo para micro fauna e de alimento para pequenos organismos (POTT & CERVI, 1999).

As lemnaáceas são exigentes na absorção de nitrogênio devido ao rápido crescimento de suas populações. Por possuírem um elevado teor de proteína em sua biomassa, a disponibilidade de nitrogênio é indispensável para o seu metabolismo, pois essas moléculas, compostas por aminoácidos, possuem agrupamentos amina (NH_2), em sua estrutura (LANDOLT E KANDELER, 1987). Koerner & Vermaat (1998) citam que a remoção de nitrogênio em lagoas de tratamento com lemnaáceas é devida, em até 50%, pela incorporação direta na biomassa, e de acordo com Zimmo e colaboradores (2004) a absorção direta de nitrogênio pelas lemnas é maior em períodos mais quentes, sendo que também ocorrem processos de nitrificação/desnitrificação, por microrganismos fixados na rizosfera, além da volatilização da amônia.

Apesar de não serem muito claros, os mecanismos de remoção de DQO, em lagoas de lemnas está associado aos microrganismos aeróbios e anaeróbios fixados nas plantas, presentes na coluna d'água e no sedimento (CROSS, 2006). As plantas da subfamília Lemnoideae possuem pequena superfície para tal fixação quando comparadas a

outras macrófitas com maior sistema radicular e estrutura foliar como as espécies do gênero *Eichhornia*. (ZIRSCHKY E REED, 1988).

Ainda dentro da família das Araceae está o gênero *Pistia*, com espécie única *Pistia stratiotes* L. (BEZERRA & FRANÇA, 1999).

Popularmente conhecida como alface d'água, *Pistia stratiotes* é uma erva aquática e flutuante, com caule estolonífero, raízes pilosas, adventícias e com coifa bem desenvolvida. As folhas são sésseis em roseta e o limbo esponjoso e corrugado. A inflorescência possui 1 a 2 cm de comprimento, apresentando flores pequenas, brancas, envoltas por uma pequena bráctea esverdeada, pilosa, inserida na base das folhas, com 0,3 a 1,0 cm de comprimento. A bráctea é ligada ao meio formando dois compartimentos, sendo o superior com flores estaminadas e o inferior com flores pistiladas. A flor estaminada apresenta filetes fundidos formando uma coluna, com anteras amarelas e livres. A flor pistilada apresenta estigma, estilete e ovário brancos, unilocular. Fruto do tipo cápsula (BEZERRA & FRANÇA, 1999).

São plantas com rápido e vigoroso crescimento, com eficiente reprodução vegetativa através de estolões. Em ambientes naturais formam grandes populações e ocupam desde a margem até o meio de corpos d'água parada, com preferência para locais com grande quantidade de radiação solar e matéria orgânica. Possuem raízes pilosas onde se abrigam muitas espécies limnícolas (BEZERRA & FRANÇA, 1999).

Spirodela intermedia possui até 7 frondes numa planta, sendo elas assimétricas, elíptico-circulares, com pigmentos de antocianina no lado ventral e bordos na planta adulta. Apresenta de 6 a 21 raízes fasciculadas por fronde, com até 3 cm de comprimento. A espécie é restrita à

América do Sul e América Central, com clima tropical, subtropical e temperado quente, preferindo verão úmido e inverno suave. No Brasil ocorre nos estados do Acre, Amazonas, Mato Grosso do Sul, Pernambuco, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Santa Catarina e São Paulo. Ocorre geralmente em água lântica, ou então em enseadas de rios, entre a vegetação aquática, junto com outras espécies flutuantes, formando um mosaico a meia sombra. A floração inicia-se em abril e ocorre até outubro, quando frutifica plenamente, apresentando geralmente duas sementes por fruto (POTT & CERVI, 1999).

Espécies do gênero *Eichhornia*, os aguapés, também são bastante utilizadas, e diferentemente das lentilhas d'água, que são plantas diminutas que possuem um pequeno sistema radicular (SALATI, 2003), são plantas de porte maior com um sistema radicular mais desenvolvido.

Eichhornia crassipes é popularmente conhecida como aguapé, aguapé de flor roxa, orquídea d'água, parecí, jacinto d'água, baroneza, camalote, murerê, muriru, mureru, murumuru, dama do lago, rainha dos lagos, orelha de veado (KISSMANN, 1991).

O nome tem origem latina, em que “crassus” significa grosso, e “pedis” significa pé, relativo ao pecíolo inflado característico da espécie.

A espécie foi descrita pela primeira vez por Martius, quando passou pelo Brasil em 1824, que a classificou como *Pontederia crassipes*, referente à família que pertence: Pontederiaceae. Em 1883 passou a pertencer ao gênero *Eichhornia* de acordo com a classificação de Solms (KISSMANN, 1991).

Atualmente a espécie está amplamente distribuída pelo globo, com exceção das regiões polares, sendo originária da Região Amazônica e da bacia dos rios que banham a região oeste do Brasil. A beleza

ornamental de suas flores contribuiu para tal disseminação, além de suas características reprodutivas e seu comportamento competitivo (KISSMANN, 1991).

O aguapé é uma planta herbácea, carnosa, suculenta e flutuante de água doce. Suas raízes são pendentes, longas e ramificadas, e atuam na estabilização. Raízes novas apresentam uma tonalidade azulada devido à presença de antocianinas, e possuem um eixo central com uma coifa terminal bastante desenvolvida, de onde parte uma grande quantidade de radicelas. Em plantas provenientes de sementes ou presentes em locais com pouca profundidade, as raízes penetram no lodo e passam então a fixá-las. Havendo elevação da coluna d'água esse sistema fixador se rompe e um novo sistema pendente se desenvolve. (KISSMANN, 1991).

A altura das plantas é de 15 a 25 cm em média, podendo chegar até 1m em condições excepcionais de crescimento. Seus caules são na verdade talos simpodiais que se estendem horizontalmente nas colônias abertas. São verdes, lisos e carnosos, com cerca de 1 cm de espessura (KISSMANN, 1991).

Em *E. crassipes*, o que vulgarmente se denomina de folhas, são na verdade filódios, que correspondem a um pecíolo modificado, de forma laminar, que assume características e funções do limbo. Há filódios laminares submersos e filódios aéreos, dispostos em rosetas, que apresentam uma dilatação na parte inferior dos pecíolos, formando “bexigas” de tecido esponjoso (aerênquima) que confere flutuabilidade às plantas. Um novo filódio pode se formar a cada 3 dias, mas o número se mantém praticamente constante pela morte dos mais velhos. Pecíolos e limbos de superfície lisa, glabra, verde e brilhante, com a presença de

grandes estômatos que facilitam e contribuem para a elevação da taxa de evapotranspiração (KISSMANN, 1991). De acordo com Holm *et al.* (1991), a taxa de evapotranspiração de uma superfície contendo aguapés pode ser de duas a oito vezes maior do que a mesma superfície sem as plantas. Os limbos são arredondados, elípticos ou reniformes e curvam-se para fora.

As bainhas dos filódios correspondem às duas brácteas que guarnecem o escapo floral, que emerge do centro das plantas, atingindo em torno de 15 cm. Na parte superior de cada escapo desponta uma espiga que apresenta em média 12 flores dispostas alternadamente, que desabrocham no mesmo período. Essa espiga pode atingir até uns 14 cm e após a fecundação das flores, ela se dobra e imerge a inflorescência (KISSMANN, 1991).

Um tubo esverdeado arqueado de aproximadamente 5 cm compõe a base do perianto que termina em 6 tépalas azuladas, lilases ou esbranquiçadas, de margens inteiras, tendo a maior delas uma mancha violácea com uma área central amarelada. O androceu apresenta 6 estames com anteras violáceas sagitadas. Os estames podem ser curtos, médios ou longos, havendo uma variação de acordo com a região geográfica em que ocorrem, sendo os 3 biótipos encontrados no Brasil. O gineceu é constituído por um ovário súpero, fusiforme, trilocado, com estigma levemente capitado, branco (KISSMANN, 1991).

Os frutos são cápsulas botuliformes, rostradas, com 15 mm de comprimento por 5 mm de espessura. Permanecem no tubo do perianto, que quando maduro se abre na parte voltada para a raque. As sementes têm formato ovoide ou subcilíndrico, com 1 mm de comprimento e menos de 1 mm de largura, com nervuras longitudinais paralelas. De

coloração escura, têm a base obtusa e o ápice apiculado (KISSMANN, 1991).

A principal forma de reprodução do aguapé é vegetativa, a partir do rompimento dos talos, que geram novos clones. Em condições favoráveis apresentam uma alta taxa reprodutiva, tendo sido relatado em experimento, que a partir de duas plantas ocorreram 30 brotamentos em 23 dias, e em quatro meses formaram-se 1200 plantas (KISSMANN, 1991).

A reprodução por sementes também ocorre, porém com menor frequência. A polinização pode ser cruzada, com o auxílio de polinizadores, ou por auto fecundação quando não há o cruzamento após 48 horas da abertura das flores. Em três semanas as flores murchas são imersas na água pelo curvamento das hastes florais, e as sementes são liberadas na água e depositam-se no fundo, tendo uma viabilidade de até 15 anos. Elas não germinam submersas, portanto a reprodução por sementes só se efetiva em situações em que a lâmina d'água é temporariamente eliminada (KISSMANN, 1991).

Sua velocidade de crescimento e reprodução têm relação direta com a oferta de nutrientes, luz e temperatura, e em situações ideais, podem duplicar sua massa em duas semanas (SALATI, 2003). Nesses casos, levam muitas vezes a enormes prejuízos econômicos, pelo entupimento de bombas utilizadas na irrigação mecânica, e de turbinas de hidrelétricas; obstrução de rios e canais impedindo a navegação, e causando inundações; aumentam a evaporação de 3 a 7 vezes de uma superfície aquática livre causando perda substancial de água (KISSMANN, 1991).

É uma espécie resistente que tolera índices elevados de acidez,

com potencial hidrogeniônico (pH) até 4,0. É capaz de sobreviver alguns dias fora d'água dependendo da umidade e temperatura, e até mesmo a curtos períodos em água salgada (KISSMANN, 1991). Não é muito resistente a baixas temperaturas havendo o amarelamento e perda das folhas nessas situações, mas com o aumento da temperatura é capaz de rebrotar rapidamente.

As mesmas características que lhe atribuem o adjetivo de praga – grande capacidade de crescimento vegetativo, alta resistência a águas poluídas com grandes variações de nutrientes, pH, e presença de substâncias tóxicas e metais pesados – lhe conferem alta eficiência em tratamentos hídricos (SALATI, 2003).

De acordo com Salati (2003) incorporam fósforo e nitrogênio presentes na água à sua biomassa, e atuam na redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) através da degradação da matéria orgânica, sendo assim utilizadas em tratamentos secundários e terciários. Em ambos tratamentos costuma ser feita a remoção da biomassa para que se mantenha a produtividade e eficiência do sistema.

A eficiência de um *wetland* pode ser verificada por diversos parâmetros de qualidade da água, que traduzem suas principais características físicas, químicas e biológicas (VON SPERLING, 2005).

Alguns dos principais parâmetros utilizados nas análises de qualidade da água e suas características, de acordo com Von Sperling (2005) são:

Parâmetros Químicos:

Oxigênio Dissolvido (OD) – presente na água pela dissolução do

oxigênio atmosférico e pela produção realizada pelos organismos fotossintetizantes. É de fundamental importância para os seres aquáticos aeróbios. Sua concentração pode ser reduzida no meio pelo consumo na respiração de bactérias durante o processo de estabilização da matéria orgânica. Quando o oxigênio dissolvido é totalmente consumido, cria-se um ambiente anaeróbico, causando a morte de organismos aeróbicos, mau cheiro.

É um parâmetro utilizado no controle operacional de estações de tratamento de esgotos e na caracterização de corpos d'água, pois caracteriza os efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos. É medido em miligramas por litro (mg/L).

A solubilidade do OD varia com altitude e temperatura. Ao nível do mar, a 20°C sua concentração de saturação é de 9,2 mg/L; valores superiores indicam a presença de algas (que geram oxigênio puro através da fotossíntese), e valores bem abaixo da saturação indicam a presença de matéria orgânica (provavelmente esgotos).

pH - significa potencial hidrogeniônico, e representa a concentração de íons hidrogênio $[H^+]$ (em escala antilogarítmica) proveniente de sólidos e gases dissolvidos na água. Varia numa faixa de 0 a 14 na qual indica diferentes condições da água, sendo $pH < 7$ condições ácidas, $pH = 7$ neutralidade e $pH > 7$ condições básicas.

Os sólidos e gases que fornecem os íons hidrogênio são originados por processos naturais: dissolução de rochas, oxidação da matéria orgânica, absorção de gases atmosféricos e fotossíntese, e também por despejos industriais e domésticos lançados pelo homem.

Esse parâmetro deve ser observado em diversas situações, pois

influencia em muitos processos relacionados à água:

- no tratamento (coagulação, desinfecção, controle da corrosividade, remoção da dureza), diferentes valores de pH estão associados a diferentes faixas de atuação ótima de agentes químicos;

- na distribuição (pH baixo tem potencial corrosivo nas tubulações e peças de abastecimento de água, pH alto pode levar a incrustações nas mesmas);

- no equilíbrio de compostos químicos, e solubilidade de nutrientes;

- valores elevados possibilitam a precipitação de metais pesados;

- valores afastados da neutralidade podem afetar a vida aquática de plantas, animais e mesmo de micro-organismos que atuam no tratamento biológico de esgotos;

- valores elevados podem estar associados à proliferação de algas;

- valores elevados ou baixos podem ser indicativos da presença de efluentes industriais em corpos d'água.

Nitrogênio – o nitrogênio se apresenta em diferentes formas e estados de oxidação durante seu ciclo na biosfera. No meio aquático pode ser encontrado na forma de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia (livre NH_3 e ionizada NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-), presentes nos sólidos em suspensão e nos sólidos dissolvidos. É medido em miligramas por litro (mg/L).

O nitrogênio presente na água tem diferentes origens. Pode ser proveniente da atmosfera pela biofixação desempenhada por bactérias e algas presentes nos corpos hídricos, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, e contribuem para a presença de nitrogênio

orgânico nas águas; proveniente de fertilizantes pelo escoamento das águas pluviais agrícolas; de excrementos de animais, de despejos industriais, e geralmente sua maior fonte é constituída pelos esgotos sanitários.

O nitrogênio é um elemento indispensável para o crescimento de micro-organismos responsáveis pelo tratamento de esgotos, e de algas. Em alta concentração, pode levar ao processo de eutrofização em lagos e represas pelo crescimento exagerado das mesmas. Na forma de amônia livre é diretamente tóxico aos peixes, e também pode afetar a vida aquática pelo consumo de oxigênio dissolvido nos processos bioquímicos de conversão da amônia a nitrito, e deste a nitrato.

Pode-se associar os estágios de degradação da poluição orgânica por meio da relação entre as formas de nitrogênio. Poluição recente ou próxima ao local de coleta de amostra para análise está associada à predominância de nitrogênio orgânico ou na forma de amônia (que são suas formas reduzidas), enquanto uma poluição mais remota ou mais distante do ponto de coleta está associada à predominância de nitrato (sua forma oxidada).

Fósforo – o fósforo na água está presente nos sólidos em suspensão e nos sólidos dissolvidos, nas formas de ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4), polifosfato e fósforo orgânico. As diferentes formas de ortofosfatos variam de acordo com o pH e são a principal forma assimilada pelos vegetais aquáticos, sendo o HPO_4^{2-} mais comum na faixa usual de pH.

Em processos naturais o fósforo é decorrente da decomposição da matéria orgânica e de compostos celulares de micro-organismos, e da

dissolução de compostos do solo. Por processos antropogênicos são oriundos de despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes.

O fósforo nos detergentes ocorre, na água residuária bruta, na forma de polifosfatos solúveis ou, após hidrólise, na forma de ortofosfatos, que são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico. O fósforo dos detergentes pode representar até 50% da concentração de fósforo total nos esgotos domésticos.

É um elemento indispensável ao crescimento de algas e micro-organismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica. Em condições de altas concentrações pode conduzir à eutrofização. Em lançamentos de efluentes a montante de represas com problema de eutrofização, frequentemente se limita o P total em 1,0 a 2,0 mg/l.

Matéria Orgânica – pode se apresentar numa multiplicidade de formas e compostos. Os principais componentes orgânicos são os compostos de proteínas (40-60%), carboidratos (25-50%), gordura e óleos (8-12%), ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas e outros (menor quantidade), oriundos de matéria orgânica vegetal e animal, de micro-organismos, bem como de despejos domésticos e industriais. A *matéria carbonácea* (com base no carbono orgânico) divide-se em duas frações: não biodegradável e biodegradável, ambas as frações encontram-se em suspensão e dissolvidas.

Esse parâmetro tem grande importância, pois está diretamente associado ao principal problema de poluição das águas, que é o consumo de oxigênio dissolvido pelos micro-organismos nos seus processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica. É medido

em miligramas por litro (mg/L), sendo que nos esgotos domésticos a DQO em torno de 600 mg/L.

Sua quantificação pode ser feita através de métodos diretos: medição do carbono orgânico total (COT); ou por métodos indiretos pela medição do consumo de oxigênio: pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e pela demanda química de oxigênio (DQO), que constitui o parâmetro de maior importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água. Ou seja, o que se mede realmente é o potencial de poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele traria.

DQO – mede o consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica. É uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente. Diferentemente da DBO, em que o oxigênio é utilizado por micro-organismos que atuam na decomposição da matéria orgânica, na DQO esse consumo se dá pela ação de um forte oxidante (dicromato de potássio) em meio ácido. Assim são oxidadas tanto a fração biodegradável quanto a fração inerte da matéria orgânica, de forma que o teste de DQO superestima o oxigênio a ser consumido no tratamento biológico dos despejos.

A DQO tem sido utilizada como parâmetro para a análise de matéria orgânica por apresentar algumas vantagens em relação à DBO: são necessários baixos volumes de reagentes nos testes, menor tempo para sua determinação - 3 horas enquanto a DBO leva 5 dias - e ainda, a DQO pode ser empregada em casos em que não se pode determinar a DBO com exatidão, como na presença de compostos tóxicos aos micro-organismos por exemplo.

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água

e apenas 0,01% de sólidos, razão pela qual é necessário seu tratamento. A determinação das distintas frações de sólidos resulta num quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza química (fixos e voláteis).

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos contribuem para a carga de sólidos.

Sólidos Totais (ST) – é a massa sólida obtida após a evaporação da porção líquida da amostra a 105° C, medida em mg/L

Sólidos Suspensos (SS) – são aqueles retidos em filtro com porosidade padronizada (varia de 0,45 a 1,20 μm) e determinados através da pesagem do papel filtro antes e depois da filtração, em mg/L.

Altas concentrações de sólidos suspensos em corpos d'água podem causar a diminuição da incidência de luz e aumento da sedimentação no leito, e provocar alterações no ambiente, prejudicando e/ou favorecendo diferentes formas de vida, como no caso de bactérias que atuam na decomposição anaeróbica, por exemplo.

Parâmetros Biológicos:

Diferentes micro-organismos (bactérias, fungos, protozoários, vírus e helmintos) com diferentes atuações, são responsáveis pelas reações de conversão da matéria orgânica e inorgânica no tratamento biológico de efluentes. Além disso, alguns organismos estão relacionados à qualidade biológica da água, no que se refere à transmissão de doenças por organismos patogênicos. Essa potencialidade da água como fonte de transmissão de doenças, pode ser determinada indiretamente através de organismos indicadores de

contaminação fecal, geralmente representada pelo grupo dos coliformes.

Dentre os micro-organismos presentes nos esgotos, o grupo dos parasitas é aquele capaz de causar doença nos seres humanos e demais animais. Bactérias, vírus, protozoários e helmintos, associados à água ou às fezes, representam os grupos de organismos de interesse nas questões de saúde pública.

A presença desses organismos é de origem predominantemente humana, mas também pode ser oriunda de fezes de animais domésticos, ou silvestres nas redes de esgoto. A quantidade de patógenos presentes no esgoto é bastante variável e depende de alguns fatores, como condições socioeconômicas e sanitárias de uma população, o que serve como um indicativo do nível de saúde da mesma.

As bactérias estão classificadas com uma dose infectiva de moderada a alta, o que quer dizer que, de maneira geral, é necessária uma alta dose delas para causar doença em 50% de adultos saudáveis. Esse é um dos fatores - outros seriam a concentração de patógenos, o volume de água ingerido e a resistência do indivíduo - que favorece a ocorrência da doença em seres humanos por ingestão da água contaminada.

As bactérias do grupo coliforme são predominantemente não patogênicas, mas aparecem em grande quantidade nas fezes humanas (constituem de 1/3 a 1/5 do seu peso), são ligeiramente mais resistentes que a maioria das bactérias patogênicas, e podem ser removidas de corpos d'água pelos mesmos processos que as patogênicas. Tais características fazem desses organismos bons indicadores de contaminação fecal, ou seja, indicam a potencialidade da água na transmissão de doenças pela contaminação por fezes.

A concentração de coliformes em uma amostra d'água facilmente é muito superior que a quantidade de organismos patogênicos, de tal forma que a probabilidade de detecção dos coliformes após o lançamento é incomparavelmente maior que dos patógenos. Além disso, as técnicas bacteriológicas para detecção são rápidas e econômicas. Assim sendo, os indicadores de contaminação fecal mais utilizados são os coliformes totais, os coliformes fecais (ou coliformes termotolerantes) e *Escheria coli*.

Coliformes totais (CT) - representam um grande grupo de bactérias presentes em águas e solos poluídos e não poluídos, bem como em fezes de seres humanos e outros animais de sangue quente. Não existe uma relação quantificável entre CT e organismos patogênicos. Eles foram bastante usados no passado como indicadores, porém indicam, de forma simplificada, a presença de organismos “ambientais”, e, portanto, não servem como indicadores de contaminação fecal em águas superficiais. No entanto servem como indicadores da eficiência do tratamento de água potável para abastecimento, que não deve conter CT, e na presença deles, indicariam um tratamento inadequado.

Coliformes fecais (CF) - representam um grupo de bactérias predominantemente provenientes do trato intestinal de humanos e outros animais. A transição do termo coliformes fecais para coliformes termotolerantes é apropriada, pois o teste para detecção desses organismos é feito em temperatura elevada para suprimir bactérias não fecais, porém, ainda assim, algumas bactérias não fecais (de vida livre) podem persistir, de forma que não há a garantia de que a contaminação seja realmente fecal.

Escheria coli - é a principal espécie de bactéria do grupo dos

coliformes termotolerantes, abundantemente encontrada em fezes humanas e de outros animais. Dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, mas não necessariamente humana, por também ser encontrada nas fezes de outros animais. Para a detecção de contaminação fecal exclusivamente humana são necessários testes complementares sofisticados, enquanto que *E. coli* é facilmente detectada em laboratório por métodos fluorogênicos. Por essas razões é o indicador de contaminação fecal mais utilizado atualmente.

Otterpohl (2001) apresenta as novas cores do saneamento ao segregar o esgoto sanitário doméstico na seguinte classificação:

- água negra (blackwater): efluente proveniente dos vasos sanitários, incluindo fezes, urina e papel higiênico;

- água cinza (greywater): águas servidas da residência, excluindo o efluente dos vasos sanitários;

- água amarela: representa somente a urina;

- água marrom: representa somente as fezes.

Águas cinzas então, podem ser definidas como águas residuárias que não recebem contribuição de fezes, e são compostas por água proveniente de pias, chuveiros, tanques, lavadoras de louça e roupas. Todavia, autores como Nolde (1999) e Christova-Boal *et al.* (1996) desconsideram a água residual gerada na pia da cozinha pela presença de óleos e gorduras, que requerem um tratamento específico. A NSW Health (1999) justifica a distinção da água proveniente da pia da cozinha e da máquina de lavar louças, pois devido à presença de restos de alimentos há uma elevada concentração de micro-organismos, sendo que a concentração de coliformes fecais pode chegar a 2×10^9 cfu/100mL, e ainda aponta que a contribuição da cozinha para o volume de água cinza

da cozinha é de 11%, ao passo que a lavanderia contribui com 34% e o banheiro com 55%.

De acordo com Leverenz (2002), na Califórnia, além da água proveniente da pia da cozinha, é desconsiderada também a água utilizada em lavadoras de louça, vasos sanitários e máquinas de lavar roupas que lavam fraldas.

As características das águas cinzas variam primeiramente de acordo com a qualidade da água de abastecimento e com os hábitos e atividades desenvolvidos pelos moradores da residência segundo Eriksson e colaboradores (2002). Em comparação ao esgoto convencional, as águas cinzas têm uma menor concentração de nutrientes e matéria orgânica de fácil degradabilidade (COHIM *et al.* 2007), sendo que o volume de água consumido na geração desses efluentes também deve ser levado em conta, pois ele determinará a diluição dos compostos ali presentes, ou seja, num volume maior de água a concentração de compostos orgânicos e inorgânicos diminui, e vice-versa.

Compostos químicos como os surfactantes (agentes ativos de superfície) estão presentes na composição de produtos de limpeza e higiene em geral, e compõem também as águas cinzas, contribuindo para os valores de nitrogênio e fósforo do efluente. (WIDIASTUTI *et al.*, 2008).

Nas águas cinzas também são comumente encontrados microorganismos patogênicos, entre vírus, bactérias e parasitas, proveniente de atividade como tomar banho e lavar as mãos (JAMRAH *et al.*, 2007).

Em termos quantitativos, o consumo doméstico de água aumenta proporcionalmente ao aumento da qualidade de vida, e varia também de

acordo com fatores como a sazonalidade, cultura e economia da população (MAGRI *et al.*, 2009). Segundo dados da NSW Health (1999), as águas cinzas correspondem a 70% do volume do esgoto bruto.

Águas cinzas podem ser tratadas por diferentes processos físicos, químicos e biológicos, ou mesmo por uma combinação deles. A compreensão das fontes constituintes e a caracterização química das águas cinzas são importantes para que seja feito um gerenciamento e tratamento adequados. Como tratamentos físicos podem ser utilizados filtros com areia grossa, filtração com membrana ou no solo, sendo que no caso de reuso da água outro tratamento deve ser combinado. O tratamento químico é pouco utilizado em estudos sobre águas cinzas, mas processos de coagulação e oxidação fotocatalítica podem ser aplicados. Os tratamentos biológicos são os mais utilizados, com destaque para os reatores biológicos de contato, reatores anaeróbios com manta de lodo, reatores de batelada sequencial e para filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) (LI *et al.*, 2009).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Verificar a eficiência do sistema *wetland* construído em espiral contendo plantas aquáticas flutuantes no tratamento secundário de águas cinzas no Instituto Çarakura em Florianópolis – SC.

1.1.2 Objetivos Específicos

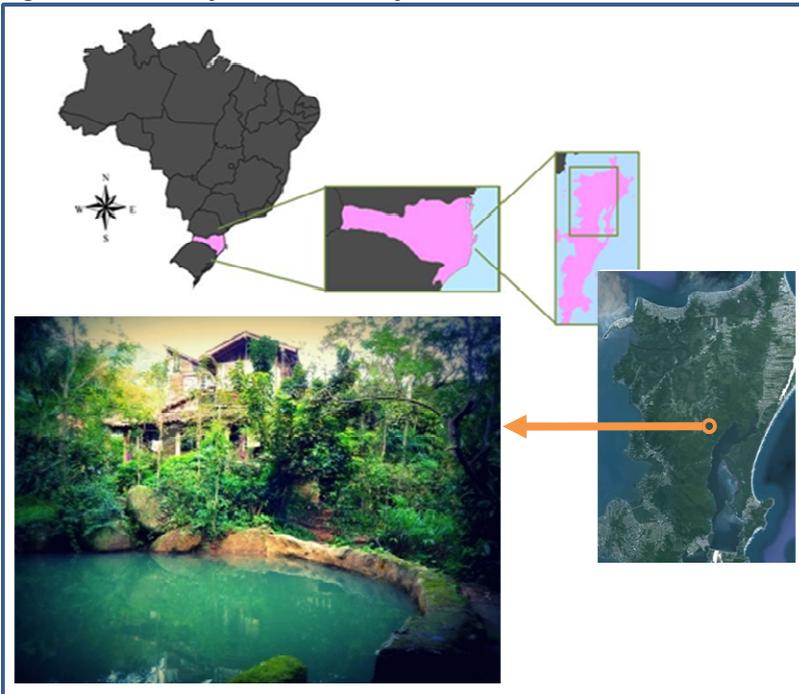
- Avaliar a qualidade do efluente antes e após a passagem pelo *wetland*;
- Comparar o efluente final do sistema de tratamento estudado com a legislação vigente a respeito das condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos;
- Avaliar a eficiência de remoção do sistema de tratamento do efluente;
- Identificar as espécies vegetais atuantes no *wetland*;
- Verificar a existência de larvas de mosquitos no *wetland*;
- Propor melhorias para o sistema de tratamento analisado de acordo com os resultados obtidos.

2 MÉTODO

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada no Instituto Çarakura (IÇara), que tem como sede administrativa e unidade experimental o Sítio de mesmo nome no Canto do Moreira, distrito de Ratoles, localizado no município de Florianópolis, capital do Estado de Santa Catarina com latitude $27,59^{\circ}$ S e longitude $48,54^{\circ}$ W (BRASIL, 2012), região centro-leste do estado.

Figura 1- Localização do Instituto Çarakura



Fonte: Google Earth™ e IÇara.

O Instituto Çarakura é uma organização não governamental

(ONG) fundada em 11 de março de 2007, pelo agrônomo Percy Ney Silva, pela pedagoga Andrea de Oliveira e outros 20 amigos, profissionais de diversas áreas, voltada ao desenvolvimento da pesquisa científica, educação ambiental e proteção de áreas naturais e em outubro de 2012 foi qualificada como uma Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP) (IÇARA, 2012).

O grupo interdisciplinar é formado por estudantes e profissionais das áreas de Pedagogia, Biologia, Engenharias, Arquitetura, Medicina, Direito, Geografia, entre outras, e conta atualmente com 20 associados efetivos e 15 associados colaboradores (IÇARA, 2012).

O Instituto tem como objetivo desenvolver projetos de educação ambiental e de pesquisas científicas e tecnológicas que contribuam para o desenvolvimento e acessibilidade de tecnologias sociais, especialmente as relacionadas à bioconstrução, utilização de energias renováveis, sistemas alternativos de saneamento básico, agricultura ecológica, e outras, que tenham baixo custo, baixo impacto ambiental, e que valorizem e resgatem conhecimentos ancestrais (IÇARA, 2012).

Para isso, o Instituto promove diversos cursos nessas áreas e, desde 2002, realiza um projeto permanente de educação ambiental, em que recebe a visitação de escolas públicas e particulares da cidade de Florianópolis, assim como alunos de cursos de ensino técnico e superior. O Instituto oferece também o programa permanente de voluntariado do Sítio Çarakura, onde interessados em participar e se integrar na vida comunitária do sítio são recebidos, havendo a troca de conhecimentos, trabalho e experiências (IÇARA, 2012).

Ao longo dos anos, o Instituto Çarakura estabeleceu parcerias com a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), através da Pró-

Reitoria de Assuntos Estudantis (PRAE) e do Núcleo de Educação Ambiental do Centro Tecnológico (NEAmb). Segundo dados do IÇara (2012) os projetos e práticas pedagógicas por eles desenvolvidos já beneficiaram mais de cinco mil crianças e jovens.

Os 15 hectares do sítio foram comprados por Percy Ney Silva no ano de 1978 e na época essas terras sofriam bastante com a prática da coivara (queimada do solo) para o cultivo agrícola, a extração de palmito e a caça de animais silvestres como macacos, aracuãs e tatus. Com a mata mais escassa, a nascente que atravessa a propriedade acumulava água apenas nos períodos de chuva. Desde então Ney estabeleceu-se no local e ao longo desses 35 anos vem colaborando para a regeneração do ambiente natural, trabalhando na recuperação da mata ciliar, da inibição da caça e da prática da coivara e hoje tem resultados bastante visíveis do processo de reestabelecimento da mata nativa e de água na nascente (IÇARA, 2012).

De acordo com Alencar (2006), o serviço de abastecimento de água prestado pela Companhia de Água e Saneamento (CASAN) só chegou em Ratonos em 1996, sendo que antes a população local se abastecia diretamente das nascentes nas encostas. Ainda hoje muitas famílias se abastecem diretamente das nascentes, ou utilizam um sistema misto com duas torneiras: uma com água fornecida pela CASAN e outra com água captada de um córrego próximo (“água do morro”).

Em 2006, Alencar realizou análise de água coletada em 11 pontos do distrito de Ratonos, verificando que 5 pontos estavam de acordo com os parâmetros mínimos exigidos pela legislação. Nos 6 pontos em desacordo com os parâmetros exigidos ela diagnosticou poluição pelo uso de detergente e presença de matéria orgânica, através de altas

concentrações de coliformes fecais, DBO e nitrogênio, e baixa concentração de oxigênio dissolvido, o que caracteriza a contaminação dos corpos hídricos pelo lançamento de esgotos domésticos e dejetos de animais.

2.2 OBJETO DE ESTUDO

O objeto desse estudo consiste num sistema *wetland* construído em espiral contendo plantas aquáticas flutuantes utilizado no tratamento secundário de águas cinzas da residência, provenientes da pia da cozinha.

Figura 2 - *Wetland* construído em espiral



Foto de: Júlia Sfredo

De acordo com o agrônomo Percy, a construção do sistema teve início em outubro de 2008 durante um curso de permacultura realizado no IÇara, para atender à demanda de um tratamento de água eficiente

para o efluente gerado na pia da cozinha do sítio. Até então, esse efluente saía da pia, passava pela caixa de gordura e era despejado numa zona de bananeiras num local próximo à cozinha no quintal, porém o alagamento dessa zona era constante o que demonstrava uma insuficiência do método utilizado.

Conjuntamente, os participantes do curso, sob orientação do agrônomo Percy e da arquiteta do IÇara, Sumara Lisboa, definiram a área e dimensão do sistema de acordo com a disponibilidade do espaço, e iniciaram a construção, sendo que o sistema só foi alagado em meados de 2009.

A área escolhida foi primeiramente concretada provendo a impermeabilização do solo no local. A estrutura do sistema consiste num tubo de concreto central de 90 cm de diâmetro, com um fundo falso que fica a 10 cm de altura do fundo verdadeiro e consiste num disco de cimento perfurado, pelo qual o cano de entrada do sistema passa, liberando o efluente nesse espaço sob o disco perfurado. Acima desse disco, o cilindro foi preenchido com cascalho e restos de materiais do sítio (como pedaços de telha, etc). Ao redor desse cilindro foi erguida uma parede fina em espiral, contabilizando três voltas a partir do ponto inicial, utilizando-se a técnica de ferrocimento, que consiste na utilização de uma tela de ferro como armação, sobre a qual foi aplicada uma massa de brita, areia e cimento. O *wetland* tem aproximadamente 3,30 m de diâmetro e 0,53 m de altura.

O efluente gerado na pia da cozinha passa pela caixa de gordura, e chega ao sistema abaixo do fundo falso do tubo central e, por ascensão, o efluente sobe até transbordar do tubo central para o início da espiral e preenche toda a estrutura. Nessa primeira etapa o efluente já é

filtrado fisicamente, ao passar pelo disco perfurado e pelos cascalhos e biologicamente, pelo biofilme que se forma na superfície do cascalho.

Nas três voltas da espiral que ficam alagadas, inicialmente foram introduzidas diferentes espécies vegetais aquáticas que foram retiradas de um açude na mesma propriedade. Desde a introdução das plantas no sistema em meados de 2009, até o presente estudo, não havia sido realizado nenhum manejo nas plantas e com o passar do tempo algumas espécies se sobressaíram em detrimento de outras, e algumas espécies apareceram no local sem utilidade para o sistema.

A cozinha atende aos 10 moradores do sítio, além dos diversos grupos de estudantes e visitantes que participam de cursos, eventos, atividades de educação ambiental, etc. Durante o período entre a primeira e última coleta de amostras deste estudo (28 de junho e 12 de dezembro de 2012) o sítio recebeu um total de 1280 visitantes, com uma média de aproximadamente 229 visitantes por mês, que realizaram pelo menos uma refeição no local.

Figura 3 - Vista em corte do *wetland* construído em espiral.

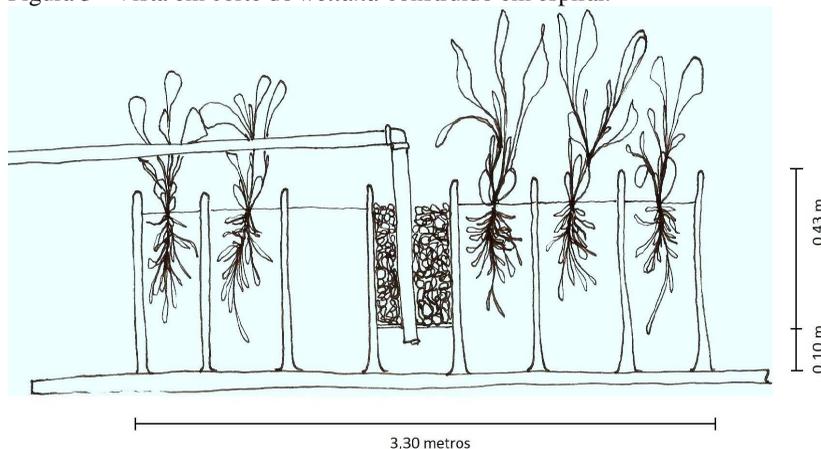


Ilustração de: Tatu Rocha.

2.3 COLETA E ANÁLISE DAS AMOSTRAS

Foram realizadas quatro coletas de amostras do efluente entre os meses de junho a dezembro de 2012, com um intervalo de aproximadamente 2 meses entre elas.

Figura 4 - Pontos de coleta.

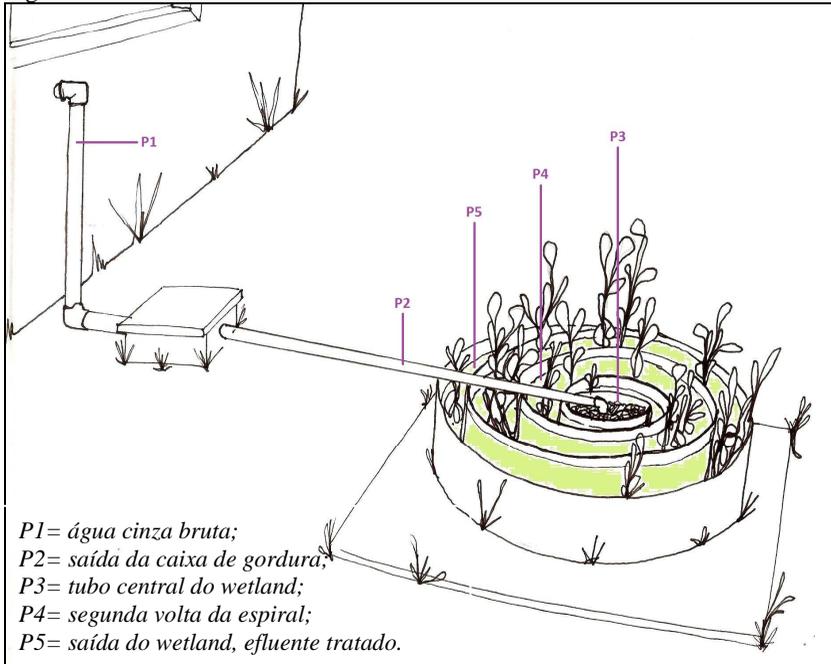


Ilustração de: Tatu Rocha

Na segunda coleta foi amostrado também o ponto de captação de água diretamente no riacho que abastece a residência, a fim de caracterizar a qualidade da água que origina o efluente estudado.

A amostras foram coletadas diretamente nos 5 pontos de coleta. Nos pontos dentro do sistema a água era coletada com auxílio de um sifão a cerca de 10 cm de profundidade. Nos outros pontos foram

coletadas diretamente do cano. Para isso foram utilizadas garrafas plásticas de 1 litro previamente higienizadas com água quente. Todas as amostragens foram feitas em coleta única, durante ou logo após a lavagem da louça do almoço a fim de coletar o efluente gerado no momento. Na coleta das amostras para a análise de coliformes totais e *E. coli* foram utilizados frascos autoclavados.

Figura 5 - Sifão de coleta à esquerda, amostras coletadas à direita



Fotos de: Priscila Sfredo.

As amostras eram transportadas imediatamente após a coleta para o Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) e o Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA), ambos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico (CTC) da UFSC, onde foram realizadas as seguintes análises físico-químicas e bacteriológicas: OD, pH, DQO total, sólidos totais, sólidos suspensos, série nitrogenada inorgânica, fósforo total, coliformes totais e *Escherichia coli*. Todas as análises seguiram as recomendações do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA 2005), com exceção do nitrogênio nitrato, o qual foi realizado segundo Vogel (1981). Além disso, o efluente era verificado

para a presença de larvas de mosquito.

Em setembro duas plantas: *Coussapoa microcarpa* (mata pau) e *Philodendron* sp. foram retiradas do *wetland*, pois são espécies que se apresentam como epífitas ou terrestres sem atuação no sistema de tratamento, e poderiam inclusive comprometer a estrutura do *wetland* futuramente. Foram removidas também as plantas mortas do *wetland*, como uma forma de manejo para que se observassem possíveis alterações na produtividade e eficiência do sistema, conforme indicado por Salati (2003).

Ainda em setembro foram coletadas amostras das diferentes plantas aquáticas presentes no sistema, com exceção de *E. crassipes*, em um pote plástico com água do próprio sistema de tratamento, que foram transportadas ao Laboratório de Ficologia do Departamento de Botânica do CCB da UFSC para sua identificação. A identificação das espécies foi realizada com o auxílio das chaves de identificação de Pott e Cervi (1999), com auxílio do Dr. Paulo Horta, especialista em taxonomia e ecologia de algas do Departamento de Botânica do Centro de Ciências Biológicas da UFSC. A identificação de *E. crassipes* foi realizada com auxílio da Dr. Aldaléa Sprada Tavares, e de *C. microcarpa* e *Philodendron* sp. com o auxílio do Dr. Daniel Falkenberg, ambos do Laboratório de Sistemática de Plantas Vasculares do mesmo departamento através de fotografias.

Em novembro foi realizada a limpeza caixa de gordura, que não era limpa desde 20 de junho, e nitidamente estava sobrecarregada.

De acordo com Von Sperling 2005, a eficiência do tratamento de esgoto é a percentagem removida de um determinado atributo, que pode ser determinada pela seguinte equação:

$$\text{Ef \%} = 100 \frac{\text{Co} - \text{Ce}}{\text{Co}}$$

Em que:

Ef % = eficiência percentual de remoção de determinado atributo;

Co = concentração afluente do atributo (mg/L);

Ce = concentração efluente do atributo (mg/L).

A partir dessa equação foi calculada a eficiência de remoção da DQO, amônia, fósforo, sólidos totais e sólidos suspensos do efluente pelo *wetland* e pela caixa de gordura. Para calcular a eficiência de remoção pelo *wetland* foram considerados os valores de P2 para Co, e os valores de P5 para Ce, para cada parâmetro em cada coleta. Já para a caixa de gordura foram considerados os valores de P1 para Co e os valores de P2 para Ce.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir são apresentados e discutidos os resultados encontrados para cada parâmetro de qualidade da água analisado, de acordo com a legislação vigente a respeito das condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos presente na Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (nº430, de 13 de maio de 2011) e Decreto Estadual (nº14.250) de Santa Catarina.

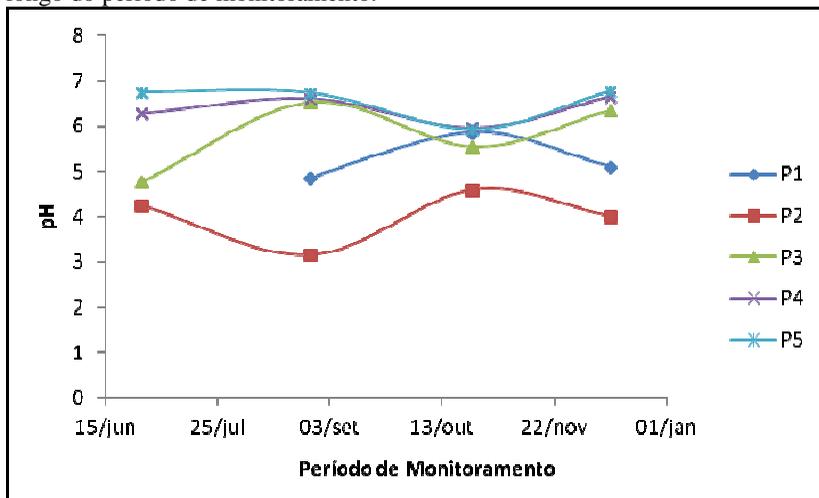
A tabela 01 apresenta os dados médios e desvio padrão para os principais parâmetros avaliados nos pontos amostrados:

Tabela 1 - Dados médios e desvio padrão dos principais parâmetros avaliados nos pontos amostrados do sistema de tratamento de águas cinzas (nº de amostragens = 4).

Parâmetro	Dados	P1	P2	P3	P4	P5
pH	Média	5,27	4,01	5,80	6,37	6,54
	D.P.	0,52	0,61	0,80	0,32	0,41
OD (mg.L ⁻¹)	Média	4,90	3,20	4,63	3,93	5,93
	D.P.	1,82	0,72	1,60	1,92	1,85
DQO total (mg.L ⁻¹)	Média	1167,7	3753,5	727,2	159,2	101,2
	D.P.	1630	3625	811	131	85
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	Média	2,83	18,72	3,91	1,97	0,92
	D.P.	0,94	23,52	1,48	0,95	0,61
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	Média	0,23	0,81	1,67	0,57	0,23
	D.P.	0,40	0,81	1,97	1,14	0,39
P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	Média	25,15	50,89	47,57	3,54	4,33
	D.P.	21,71	31,70	66,08	1,25	2,69
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	Média	3676,6	6021,1	2173,3	1548,9	2286,7
	D.P.	2321,4	2040,4	2365,2	2009,3	2621,0
Sólidos Suspensos totais (mg.L ⁻¹)	Média	1273,5	4344,0	832,7	91,7	73,7
	D.P.	778,3	2118,1	1033,4	57,0	71,1

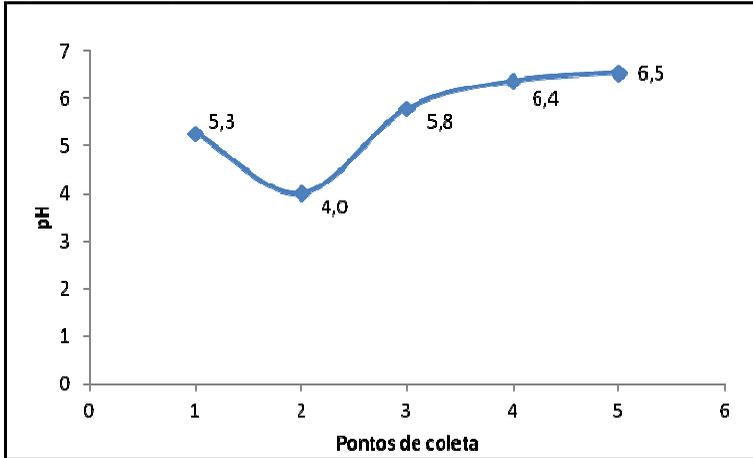
pH

Figura 6 - Variação dos valores de pH encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.



A figura 6 apresenta a variação dos valores de pH encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento. Observa-se que cada ponto mantém uma certa linearidade de pH, com P2 apresentando os menores valores ($3,2 < \text{pH} < 4,6$) indicando uma acidificação inicial do efluente ao passar pela caixa de gordura, que vai sendo neutralizado ao longo do percurso pelo *wetland*, e com P5 apresentando os maiores valores de pH, já próximos à neutralidade. Essa transição pode ser mais facilmente observada na figura 7, que apresenta a variação dos valores médios de pH para cada ponto de coleta.

Figura 7 - Variação dos valores médios de pH para cada ponto de coleta.

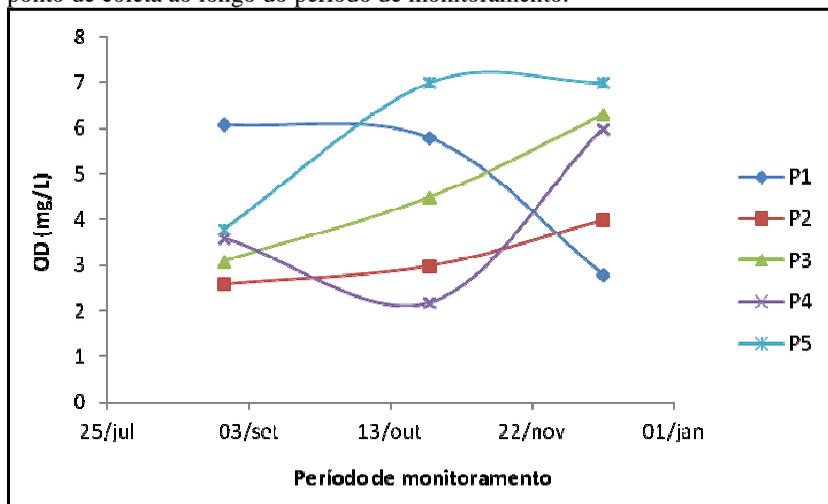


Em P2, temos o menor valor médio (pH = 4,0) e absolutos do pH. De acordo com Von Sperling (2005) a acidez de um efluente se refere à capacidade da água em resistir às mudanças de pH causadas pelas bases, e se deve principalmente à presença de gás carbônico livre, que tanto pode ser absorvido da atmosfera, quanto resultante da decomposição da matéria orgânica. Assim, os baixos valores encontrados em P2 possivelmente se devem à grande quantidade de matéria orgânica em decomposição acumulada na caixa de gordura, devido à manutenção insuficiente.

Em P5 temos o efluente final que apresentou um valor médio de pH de 6,5 e pH mínimo de 5,93, estando de acordo com a Resolução CONAMA 430/2011 que regulamenta as condições e padrões de lançamento de efluentes, e estabelece o valor de pH do efluente entre 5 e 9.

Oxigênio Dissolvido

Figura 8 - Variação dos valores de oxigênio dissolvido encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.



A figura 8 apresenta a variação dos valores de OD encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento. Com exceção de P1, há um aumento no valor do OD da última coleta para todos os demais pontos. De acordo com Von Sperling (2005) a origem natural do OD se dá pela dissolução do oxigênio atmosférico e pela produção por organismos fotossintetizantes, no caso as plantas do *wetland*. Como visto, *E. crassipes* é uma espécie sensível a baixas temperaturas, havendo o amarelamento e perda das folhas nessas situações, mas rebrota rapidamente com aumento da temperatura (KISSMAN, 1991). Durante o período de monitoramento foi visível um aumento da biomassa total de *E. crassipes* (figura 9), tanto pelo número de indivíduos quanto pelo volume aéreo das plantas, que acompanhou a transição sazonal do inverno (junho) para o verão (dezembro). Esse

aumento considerável da biomassa de *E. crassipes* possivelmente contribuiu para o aumento do OD no efluente no *wetland*.

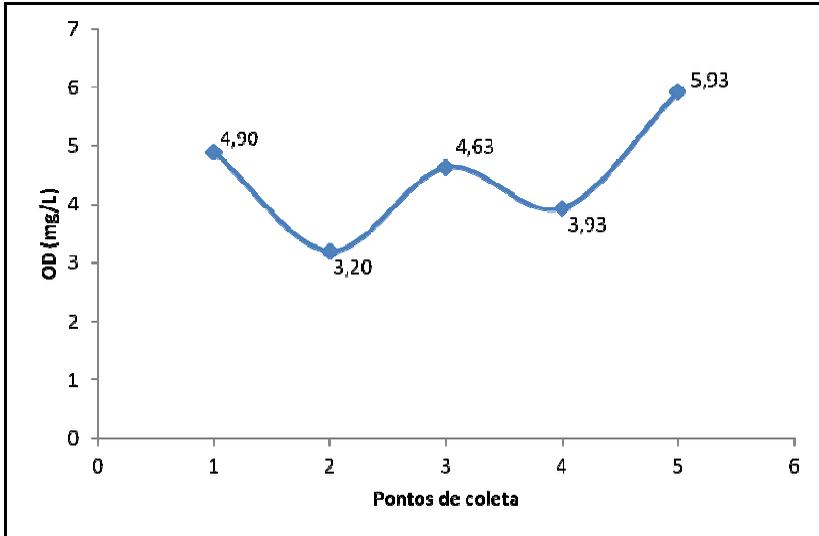
Figura 9 - Aumento da biomassa de *E. crassipes* (aguapé) durante a transição sazonal do inverno para o verão.



Fotos de: Júlia Sfredo.

A figura 10 traz a variação dos valores médios de OD para cada ponto de coleta das amostras.

Figura 10 - Variação dos valores médios de oxigênio dissolvido para cada ponto de coleta.



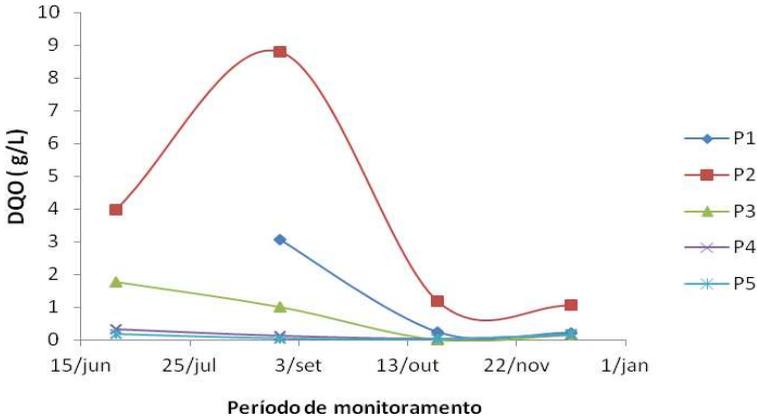
A legislação não apresenta valores de OD para o lançamento de efluentes, mas Von Sperling (2005) diz que é necessário um teor mínimo de $OD > 1 \text{ mg/L}$ em reatores de sistemas de tratamento de águas residuárias aeróbios, e que a concentração de saturação de OD num corpo d'água é igual a $9,2 \text{ mg/L}$ (ao nível do mar, a 20° C). Diz também que valores superiores à saturação indicam a presença de algas, valores muito inferiores indicam presença de matéria orgânica (provavelmente esgoto). Todos os valores de OD encontrados estão dentro desses limites, e o valor médio de P5, que corresponde ao efluente final, é igual a $5,93 \text{ mg/L}$.

Demanda Química de Oxigênio

A partir da figura 11, que apresenta a variação dos valores da DQO total encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.

De acordo com Salati (2003) *E. crassipes* atua na redução da DQO e da DBO, à medida que abriga micro-organismos atuantes na degradação da matéria orgânica, e por isso são utilizadas em tratamentos secundários e terciários de efluentes. Isso pode ser confirmado ao se observar os menores valores absolutos e médios da DQO em P4 e P5, que são os pontos onde há a presença das plantas, nas figuras 11 e 12, respectivamente. Observa-se ainda um decréscimo nos valores da DQO para todos os pontos nas duas últimas coletas, que coincide com o período em que houve o aumento da biomassa de *E. crassipes* anteriormente citado. Além das plantas, outro fator importante que atuou na remoção da DQO foi a degradação biológica aeróbia realizada pelos micro-organismos que se estabelecem nesse tipo de sistema.

Figura 11 - Variação dos valores da DQO total encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.

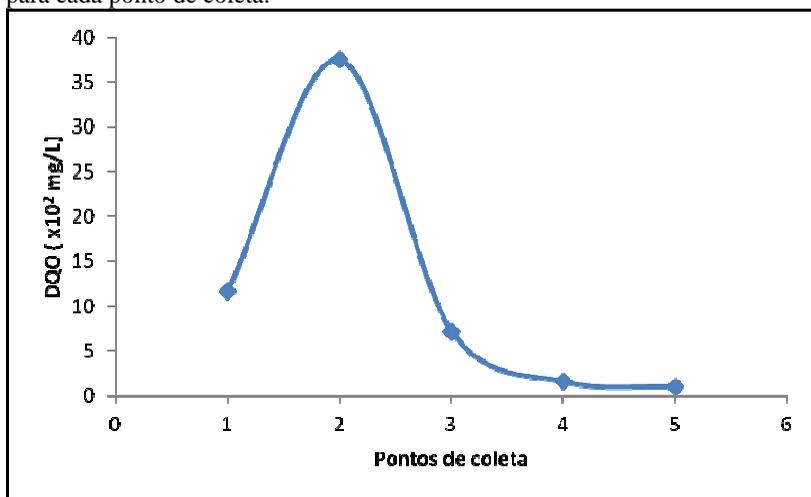


Na legislação o parâmetro utilizado para a quantificação da matéria orgânica ou do seu potencial poluidor é a DBO, e de acordo com o Decreto Estadual 14.250 a DBO 5 dias deve apresentar no máximo 60 mg/L. Para comparação, Von Sperling (2005) considera que a concentração da DBO corresponda a 80% da concentração da DQO para esgoto doméstico convencional, mas como o efluente da pia da cozinha é basicamente composto por matéria orgânica e nutrientes essa relação também serve, assim o valor máximo da DQO deve ser de 75 mg/L. Os valores encontrados para P5 nas 4 coletas foram: 180 mg/L, 39 mg/L, 17 mg/L e 169 mg/L, respectivamente, ou seja, das 4 amostras, duas apresentaram valores de acordo com o exigido pela legislação estadual, e duas apresentaram valores mais altos. Porém, o mesmo artigo deste decreto cita que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora em termos de DBO 5 dias do despejo em no mínimo 80% e, de acordo com a resolução do CONAMA 430/2011, em no

mínimo 60%. A eficiência média de remoção da DQO pelo sistema de tratamento é de 94%, sendo o valor mínimo encontrado de 84%, ainda acima do valor mínimo previsto por lei.

A figura 12 apresenta a variação dos valores médios da DQO para cada ponto de coleta permitindo observar que há um grande aumento da DQO após a passagem do efluente pela caixa de gordura e que sua concentração tende a diminuir ao longo da passagem do efluente pelo sistema.

Figura 12 - Variação dos valores médios da Demanda Química de Oxigênio para cada ponto de coleta.



Nitrogênio

Os valores de nitrogênio amoniacal encontrados nos diferentes pontos de coleta ao longo do período de monitoramento estão representados na figura 13 e 14, sendo nesta última excluído P2 e feito um aumento na escala.

Figura 13 - Variação dos valores de amônia encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.

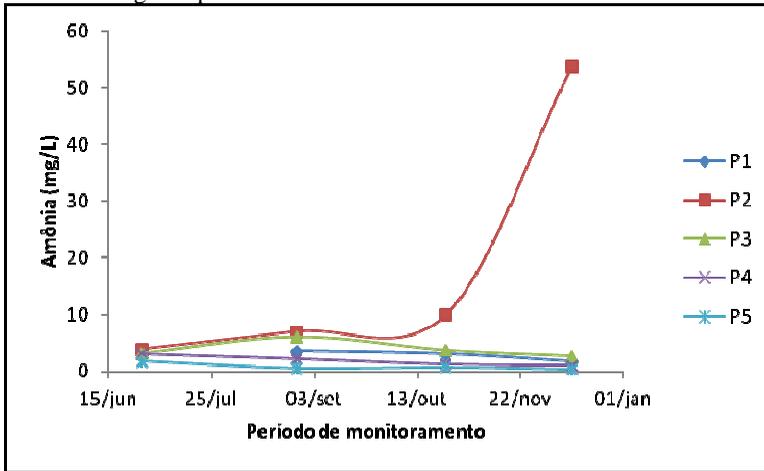
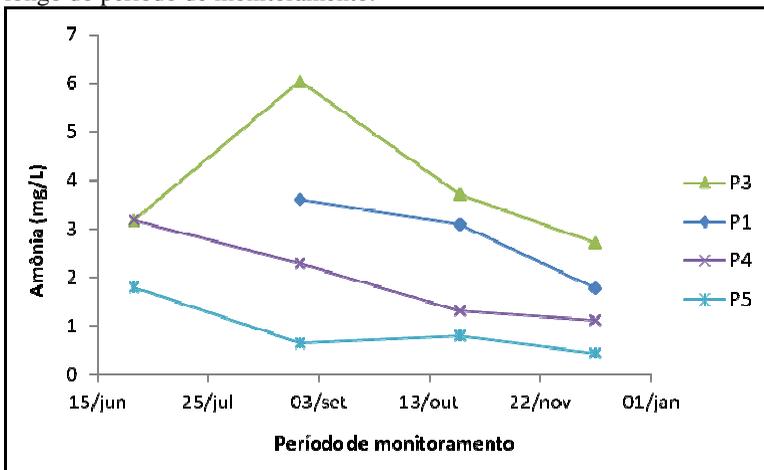


Figura 14 - Variação dos valores de amônia encontrados para P1, P3, P4 e P5 ao longo do período de monitoramento.



Para esse parâmetro também é observada uma certa constância para cada ponto ao longo do tempo, com exceção de P2 na última coleta. O nitrogênio presente nos efluentes é proveniente de proteínas e vários outros compostos biológicos, bem como da decomposição celular de

micro-organismos. No caso específico do efluente gerado na pia da cozinha, há a presença de muitos restos de alimentos, que acabam por se depositar no fundo da caixa de gordura ou nas paredes dos canos que a ligam ao *wetland*. Assim o alto valor encontrado em P2 na última coleta, pode ser devido a uma carga maior de matéria orgânica em decomposição, principalmente anaeróbica, que ocorre na caixa de gordura, que possam ter constituído a amostra coletada.

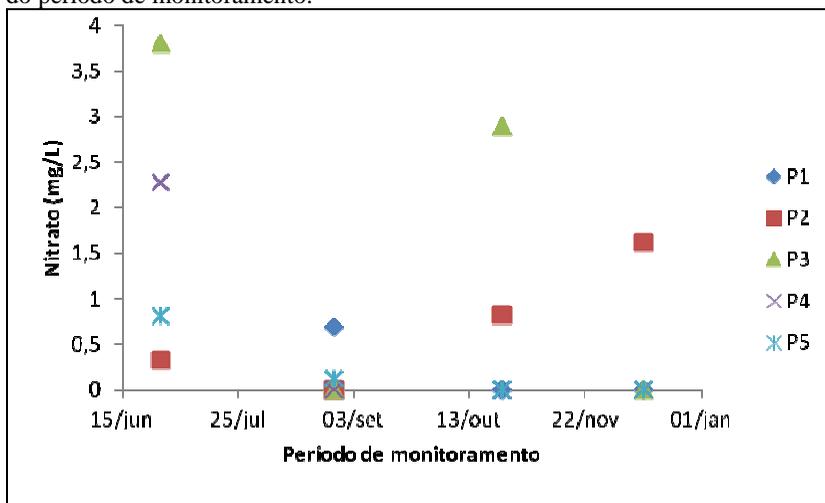
O nitrogênio participa de diversos compostos considerados indispensáveis para o crescimento e desenvolvimento das plantas (TAIZ & ZEIGER, 2009), e os menores valores de nitrogênio amoniacal encontrados correspondem às amostras coletadas em P4 e P5, que são os pontos onde as plantas do *wetland* estão presentes. Portanto essa diminuição nos valores de NH_4^+ ao longo do *wetland* pode ser atribuída ao consumo do nutriente pelas plantas, o que está de acordo com Salati (2003) ao afirmar que *E. crassipes* incorpora nitrogênio presente na água à sua biomassa, e com Koerner & Vermaat (1998) ao citarem que a remoção de nitrogênio em lagoas de tratamento com lemnaáceas é devida, em até 50%, pela incorporação direta na biomassa, e ainda de acordo com Zimmo e colaboradores (2004) a contribuição na absorção direta de nitrogênio pelas lemnas é maior em períodos mais quentes, sendo que também ocorrem processos de nitrificação/desnitrificação, por microrganismos fixados na rizosfera como pode ser observado na figura 15 pela redução das concentrações de nitrato encontradas, além da volatilização da amônia. A eficiência de remoção de amônia pelo *wetland* foi de 84%.

Segundo o CONAMA a concentração de nitrogênio amoniacal total para o lançamento de efluentes deve respeitar um valor máximo de

20 mg/L. Todos os valores encontrados em P5 (1,80; 0,65; 0,79 e 0,43 mg/L) ficam bem abaixo do máximo permitido.

Já o decreto estadual estabelece que a concentração do nitrogênio total, que corresponde a soma do nitrogênio na forma de amônia, nitrato e nitrogênio orgânico, não deve ultrapassar 10,0 mg/L. Conforme a figura 15, todos os valores de nitrato encontrados em P5 (0,81; 0,12; 0,00 e 0,00 mg/L) são inferiores a 1mg/L, e se somados aos valores de amônia em P5, não ultrapassam 2,61 mg/L. O nitrogênio orgânico não foi medido, mas segundo Von Sperling (2005), nos esgotos domésticos brutos as formas predominantes do nitrogênio são o nitrogênio orgânico e a amônia, representando 39% e 60% respectivamente, sendo o 1% restante representado por NO_x (nitrito + nitrato). Se considerarmos o maior valor encontrado de NH_4^+ (1,80 mg/L) correspondendo a 60% da concentração de nitrogênio, então a maior concentração de nitrogênio orgânico (40%) que encontraríamos seria de 1,20 mg/L, e a concentração de nitrogênio total máxima encontrada seria igual a 3,81 mg/L, ainda dentro dos limites estabelecidos pela legislação. Vale observar que os valores indicados por Von Sperling e pela legislação se referem aos esgotos domésticos brutos, que contém urina (rica em nitrogênio), e assim os valores de nitrogênio para o efluente da pia da cozinha devem estar abaixo destes, o que foi constatado nas análises.

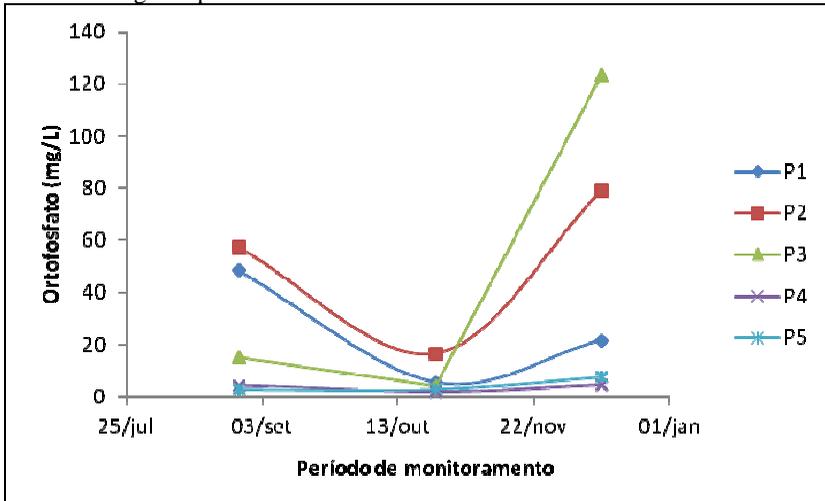
Figura 15 - Valores de nitrato encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.



Fósforo

A figura 16 traz a variação dos valores de ortofosfato encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento. Nela observa-se que as menores concentrações para todos os pontos ocorreram na coleta realizada em outubro, com valores mais elevados nas demais coletas em P1, P2 e P3, e com os demais valores próximos em P4 e P5. Visto que o fósforo presente nos corpos d'água é decorrente da decomposição da matéria orgânica e de compostos celulares de micro-organismos, oriundos de despejos domésticos e industriais, detergentes, excrementos de animais e fertilizantes, essa variação pode estar relacionada à quantidade de sabão utilizada na lavagem da louça no momento em que foram coletadas as amostras, ou por uma diluição do efluente decorrente da chuva que antecedeu a coleta de outubro.

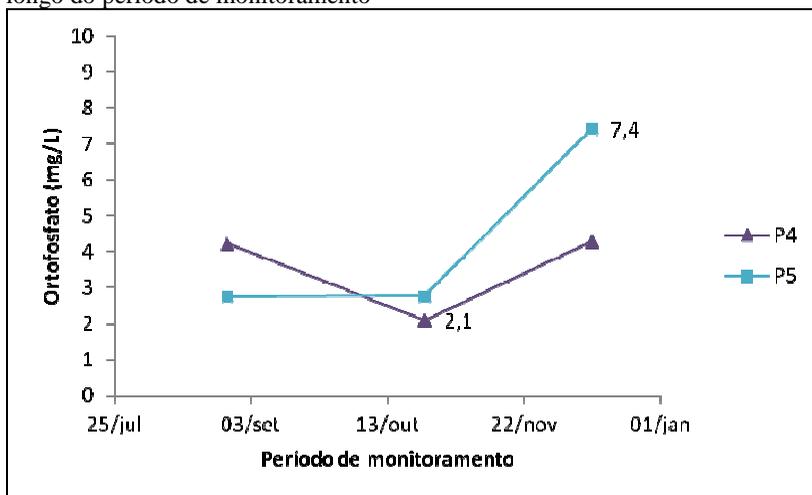
Figura 16 - Variação dos valores de ortofosfato encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.



Von Sperling (2005) indica uma faixa de 4 a 15 mg/L para a concentração de fósforo total (orgânico + inorgânico) nos efluentes sanitários, com um valor típico em torno de 7 mg/L. Os valores encontrados estiveram acima desta faixa em função do efluente ser proveniente da pia da cozinha, em que o uso de detergentes e a presença de restos de alimentos elevam a concentração de fósforo no mesmo.

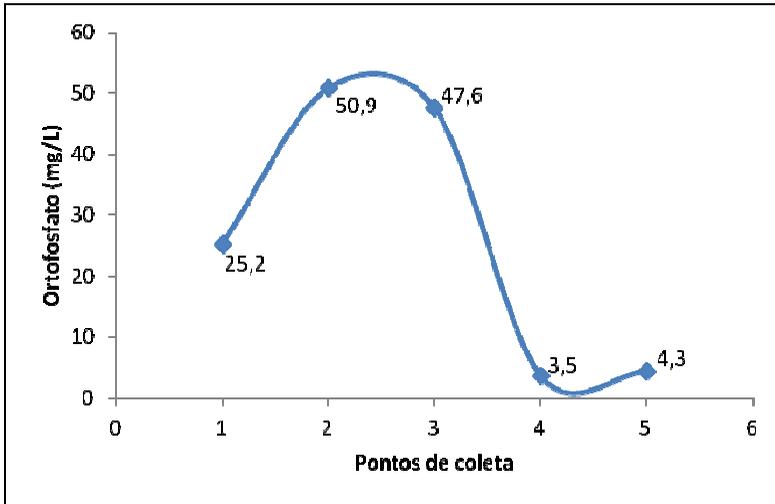
O decreto estadual coloca que nos lançamentos em trechos de corpos d'água contribuintes de lagoas, lagunas e estuários, será observado o limite máximo para fósforo total de 1,0 mg/L. A figura 17 detalha as concentrações de ortofosfato encontradas em P4 e P5, e permite observar que todas elas estão acima do exigido por lei.

Figura 17 - Variação dos valores de ortofosfato encontrados para P4 e P5 ao longo do período de monitoramento



Na figura 18 observa-se que valores médios de ortofosfato para cada ponto de coleta são elevados em P2 (50,9 mg/L) e P3 (47,6 mg/L), seguidos de uma queda acentuada em P4 (3,5 mg/L) e P5 (4,3 mg/L), o que seria esperado de acordo com Salati (2003) e Skiliconr *et al.* (1993), que afirmam que *E. crassipes* e as plantas da subfamília Lemnoideae têm a capacidade de incorporar fósforo presente na água à sua biomassa, respectivamente, e esses são os pontos onde essas plantas estão presentes no sistema. A eficiência de remoção de ortofosfato pelo *wetland* foi de 90%.

Figura 18 - Variação dos valores médios de ortofosfato para cada ponto de coleta.



Sólidos Totais e Sólidos Suspensos

A figura 19 apresenta a variação dos valores de ST encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento, e nela observa-se que os maiores valores encontrados foram em P2 atingindo até 7273 mg/L, e o menor em P4 na última coleta igual a 87 mg/L. O valor encontrado em P5 na última coleta não consta nas avaliações de dados por erro analítico.

Todos os pontos seguem uma curva semelhante, com um pico nos valores encontrados na segunda coleta. Para P1 e P2, isso pode ter sido ocasionado pela coleta de uma amostra com uma carga maior de restos de alimentos. Para P3, P4 e P5, como dito anteriormente, nos dias que antecederam a coleta de outubro houve um grande volume de chuva, e por ser um sistema a céu aberto, possivelmente o impacto das gotas da chuva revolveram os sólidos agregados às raízes das plantas, e mesmo os sólidos sedimentáveis ainda presentes na coluna d'água, além da

possibilidade de agregação de partículas externas pelo vento, elevando assim, as concentrações tanto dos ST, quanto dos SS como mostram as figuras 20 e 21.

Figura 19 - Variação dos valores de sólidos totais encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.

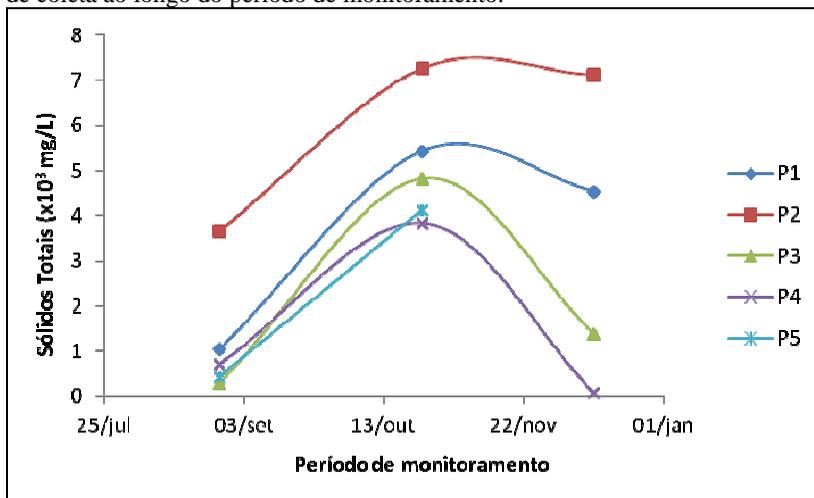


Figura 20 - Variação dos valores de sólidos suspensos encontrados para cada ponto de coleta ao longo do período de monitoramento.

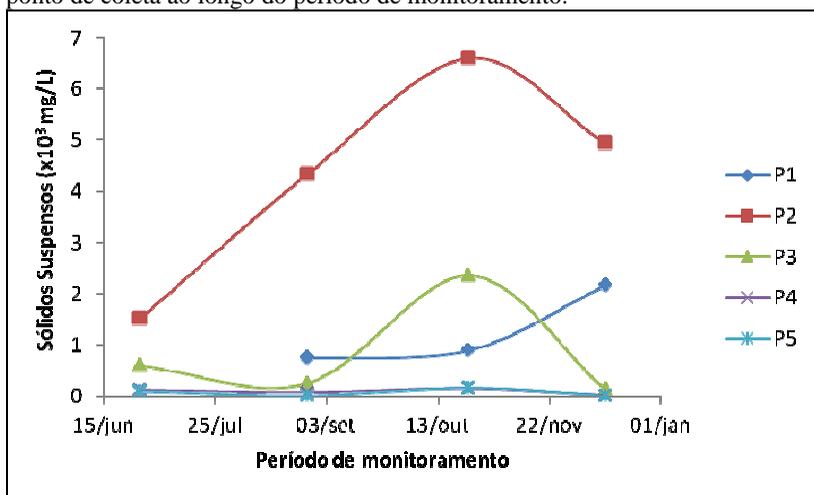
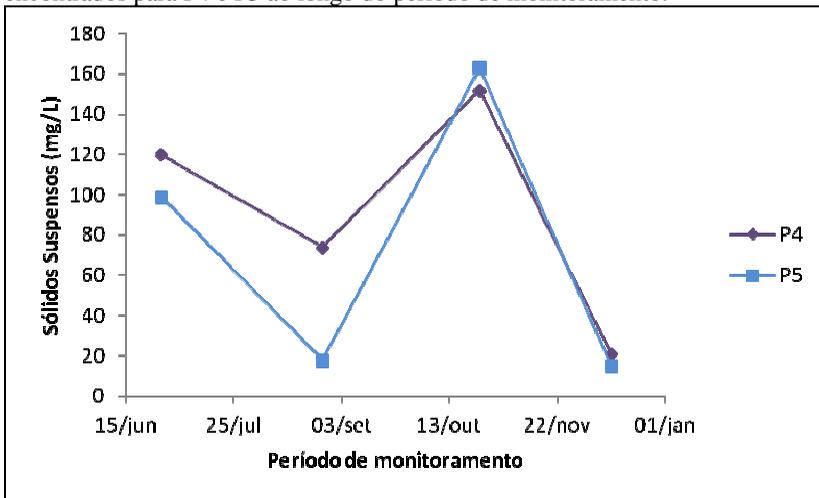


Figura 21 – Detalhamento da variação dos valores de sólidos suspensos encontrados para P4 e P5 ao longo do período de monitoramento.

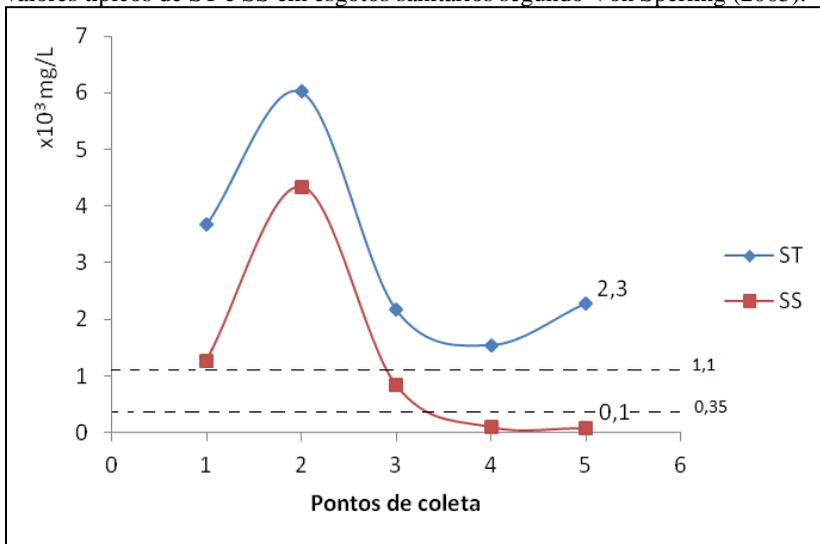


A figura 22 ilustra a elevação das concentrações médias de ST e SS após a passagem do efluente pela caixa de gordura, seguida de um declínio nessas médias nos pontos seguintes.

A legislação não estipula concentrações de sólidos para o lançamento de efluentes.

Von Sperling (2005) caracteriza os esgotos brutos domésticos pela faixa de 700 a 1350 mg/L de ST, com um valor típico em torno de 1100 mg/L, e para SS indica a faixa de 200 a 450 mg/L, com um valor típico em torno de 350 mg/L. Ainda na figura 22, observa-se que todas as concentrações médias de ST ficam acima da faixa indicada por Von Sperling ([ST] mín= 1549 mg/L). Para SS a concentração média em P1 também ficou acima da faixa. A eficiência de remoção de ST e SS pelo *wetland* foram de 77% e 97%, respectivamente.

Figura 22 - Variação dos valores médios de ST e SS para cada ponto de coleta, e valores típicos de ST e SS em esgotos sanitários segundo Von Sperling (2005).



De acordo com a norma técnica NBR 8160/1999 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), que trata de sistemas prediais de esgoto sanitário, a caixa de gordura é destinada a reter, na sua parte superior, as gorduras, graxas e óleos contidos no esgoto, formando camadas que devem ser removidas periodicamente, evitando que estes componentes escoem livremente pela rede, obstruindo a mesma. Apesar da função de reter gorduras, neste trabalho foi avaliada a eficiência de remoção de DQO, amônia, fósforo, sólidos totais e sólidos suspensos pela caixa de gordura. Para todos estes parâmetros a remoção foi ineficiente, pois todas as concentrações se apresentaram mais elevadas após a passagem pela caixa de gordura. Algumas características e dimensões da caixa de gordura do IÇara não estão de acordo com a NBR 8160/1999, e além disso a manutenção e limpeza foram insuficientes durante o período de monitoramento, acarretando numa

sobrecarga da mesma.

Coliformes Totais e *Escherichia coli*

Tabela 2 - Valores de CT e *E. coli* encontrados no efluente tratado (P5) ao longo do período de monitoramento.

Data	Coliformes Totais (NMP/100mL)	<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)
28/junho	>2419	29,8
27/agosto	686,7	33,2
24/outubro	5	0
12/dezembro	>2419	3,1

Tanto a resolução do CONAMA quanto o decreto estadual não estipulam valores de coliformes para o lançamento de efluentes, mas nos padrões de qualidade da água para as águas de classe 2, é estabelecido pelo decreto estadual o limite de Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais até 5.000, sendo 1.000 o limite para os de origem fecal em 100 mL, para 80% ou mais de, pelo menos, 5 amostras colhidas, num período de até 5 semanas consecutivas. Neste trabalho foram coletadas apenas 4 amostras num período maior de tempo, mas fazendo-se uma análise comparativa dos dados encontrados, todos estariam dentro dos limites estabelecidos, com possível exceção dos CT da primeira e última coleta, que apresentaram valores maiores que 2419/100 mL.

Para águas cinzas provenientes da pia da cozinha não se espera encontrar contaminação por coliformes fecais, mas como o *wetland* é um sistema aberto a presença de *E. coli* em P5 pode ser originária das fezes de animais silvestres, já que essa metodologia não indica contaminação necessariamente por fezes humanas.

Identificação das espécies vegetais atuantes no *wetland*

Foram identificadas as seguintes espécies vegetais atuantes no *wetland* construído em espiral do IÇara:

- *Eichhornia crassipes*;
- *Pistia stratiotes*;
- *Spirodela intermedia*.

Durante o período de monitoramento foi observada uma variação na ocupação da área em espiral do *wetland* pelas plantas. *P. stratiotes* é a espécie com menor ocupação durante todos os meses e se apresenta apenas em estágio de plântulas, não chega ao estágio adulto. *S. intermedia* aumenta o número de indivíduos e sua área de ocupação entre os meses de junho a outubro, mas a partir de novembro passa a ser suprimida por *E. crassipes* que aumenta o número de indivíduos, biomassa e área de ocupação durante todo o período de monitoramento, com maior destaque para os meses de novembro e dezembro que apresentam as maiores temperaturas.

A capacidade de absorção de nutrientes pelas plantas depende da taxa de crescimento e disponibilidade dos mesmos na água. Quando a temperatura é mais alta, a taxa de crescimento e a remoção de nutrientes são maiores. (ZIMO *et al.*, 2004). Os efeitos da superpopulação das espécies vegetais, assim como as baixas densidades, podem reduzir a eficiência do tratamento e até mesmo apresentar eficiências negativas. Com as elevadas densidades populacionais ocorre a sobreposição de biomassa ocasionando competição por luz, nutrientes e CO₂ (CROSS, 2006; SKILICORN *et al.* 1993). Deste modo a biomassa submersa tende a morrer entrando em decomposição e liberando os nutrientes removidos, além de incrementar a DBO e a conseqüente depleção do

oxigênio dissolvido. Sendo assim, a manutenção de uma densidade ótima de biomassa, ou seja, sem que haja sobreposição de biomassa e clareiras na superfície, é fundamental para o sucesso do tratamento de efluentes em *wetlands* construídos. Além disso, *S. intermedia* possui alto teor proteico e pode ser utilizada como complemento na alimentação dos animais criados no sítio, como patos, galinhas e ruminantes.

Verificação da existência de larvas de mosquitos no *wetland*

Preocupações sobre problemas com mosquitos são frequentemente levantadas em relação a *wetlands* construídos por servirem de habitat a esses animais, com ênfase para os dípteros vetores de doenças (*Culex* spp e *Anopheles* spp). No entanto, *wetlands* saudáveis com bom funcionamento, podem reduzir a população de mosquitos, ao fornecer habitat também para diversas outras espécies de insetos e animais, incluindo seus predadores naturais.

Amostras de água do *wetland* coletadas superficialmente foram analisadas visualmente e confirmam um bom funcionamento do sistema, pois foram identificados girinos, copépodos, ninfas de libélulas – que são predadores naturais de mosquitos - e a ausência de larvas de mosquitos.

4 CONCLUSÕES

O *wetland* construído em espiral com plantas aquáticas flutuantes analisado neste estudo apresenta boa eficiência no tratamento de águas cinzas provenientes da pia da cozinha do IÇara.

Após a passagem do efluente pelo sistema, o pH e as concentrações de OD, DQO e nitrogênio se encontram de acordo com a legislação vigente a respeito das condições e padrões de lançamento de efluentes líquidos. Apenas as concentrações de fósforo estão acima dos valores previstos por lei, ainda que apresente uma eficiência de remoção de 90%, e as concentrações médias de sólidos totais acima dos valores indicados pela literatura.

O aumento da biomassa de *E. crassipes* ao longo do período de monitoramento elevou as concentrações de oxigênio dissolvido bem como a remoção da DQO e amônia no *wetland*.

Foram identificadas 3 espécies vegetais atuantes no *wetland* construído em espiral: *Eichhornia crassipes*, *Spirodela intermedia* e *Pistia stratiotes*, com maior destaque na atuação de *E. crassipes*, especialmente nos meses mais quentes.

O manejo de remoção da biomassa das plantas para a manutenção de uma densidade ótima, ou seja, sem que haja sobreposição de biomassa e clareiras na superfície, é altamente recomendado para o *wetland*, pois, as plantas mortas entram em decomposição e liberam os nutrientes removidos. Além disso, *S. intermedia* possui alto teor proteico e pode ser utilizada como complemento na alimentação dos animais criados no sítio, como patos, galinhas e ruminantes.

O sistema estudado se apresenta como um *wetland* construído

saudável com bom funcionamento, onde não foram encontradas larvas de mosquitos devido à presença de inimigos naturais.

A caixa de gordura da cozinha do IÇara está sobrecarregada e apresenta ineficiência em sua função, pois necessita de ajustes de dimensionamento e limpeza mais frequente, de acordo com a norma técnica NBR 8160/1999 da ABNT.

Será realizado ao final da execução deste trabalho um retorno ao Instituto Çarakura, incluindo a entrega de uma cópia do mesmo, a fim de que os resultados encontrados tragam contribuições para o IÇara no tocante ao aprimoramento do sistema objeto de estudo, e ainda mais no alcance de seus objetivos enquanto ONG voltada para o desenvolvimento da educação ambiental e de pesquisas científicas que visam o desenvolvimento e acessibilidade de tecnologias sociais.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, R. **Análise hidroambiental do distrito de Ratoles.**

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Geografia) - Universidade do Estado de Santa Catarina, 2006.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21 st, Centennial Edition, Washington, 2005.

ARMSTRONG, W; ARMSTRONG, J; BECKETT, P.M; JUSTIN, S.H.F.W. Connective gas-flows in wetland plant aeration.1991. In: JACKSON, M.B; DAVIES, D.D; LAMBERS, J. (Eds). **Plant Life Under Oxygen Deprivation.** SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, 1991, 283.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT **NBR.8160 - Sistemas prediais de esgoto sanitário - Projeto e execução.** 1999. Disponível em: <

http://www.grupoanpla.com.br/Infraestrutura/arquivos/nbr/Sistemas_Prediais_de_Esgoto_Sanitario_-_Projeto_e_Execucao_NBR_08160_-_1999.pdf> Acesso em dezembro de 2012.

BEZERRA, M.G; FRANÇA, F; Arales de lagoas em uma área do semi-árido Baiano..*Sitientibus*, Feira de Santana, n. 20, p. 45-54, jan/jun 1999.

BORSOI, Z.M.F; TORRES, S.D.A. A política de recursos hídricos no Brasil. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, v.4, n.8, p. 143-166, dez. 1997.

BRASIL, M.S; MATOS, A.T; FIA, R.; SILVA, N.C.L. Desempenho agrônomo de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Nota técnica. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, n.15, p. 307-315, 2007.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands system design, removal processes and treatment performance. In: MOSHIRI, G.A. (Ed). **Constructed wetlands for water quality improvement.** Lewis Publishers, Boca Raton, 1993.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Technology**, n.35, p.11-17, 1997.

CHRISTOVA-BOAL, D; EDEN, R.E; MACFARLANE, S. An investigation into greywater reuse for urban residential properties. **Desalination**, v.106, n. 1-3, p. 391-397, 1996.

COHIM, E; KIPERSTOK, A. Uso de água cinza para fins não potáveis: um critério racional para definição da qualidade. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, Belo Horizonte, 2007. Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: ABES, 2007. 14 p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Conama nº430, 2011. Disponível em:< www.mma.conama.gov.br/conama> Acesso em novembro de 2012.

CROSS, J.W. 2006.**The charms of duckweed**. Disponível em: <<http://www.mobot.org/jwccross/duckweed/duckweed.htm>> Acesso em novembro de 2012.

DECRETO ESTADUAL nº14.250 de 05 de junho de 1981. Santa Catarina. Disponível em: < http://www.fwlab.com.br/artigos/decreto_n_14250.pdf> Acesso em dezembro de 2012.

EPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Manual, EPA/625/R-99/010. National Risk Management Research Laboratory (USEPA), Cincinnati, 2000.

ERIKSSON, E; AUFFARTH, K; MOGENS, H; LEDIN, A. Characteristics of grey wastewater. **Urban Water**. v. 4, n.1, p. 58-104, 2002.

ESSERT, A.R; MAZON, J.A. **O saneamento básico e a contextualização do sistema de bacias de evapotranspiração como alternativa para o saneamento ecológico**. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Ambientais) - Faculdade Guarapuava. 2011.

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

IÇARA. Instituto Çarakura. [homepage na Internet]
<<http://www.institutocarakura.org.br/index.php>> Acesso em novembro de 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Atlas de saneamento**. Rio de Janeiro, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel.php?codmun=420540#>> Acesso em novembro de 2012.

International Aroid Society - IAS. **The genera of Araceae**. 2012.
Disponível em: <<http://www.aroid.org/genera/index.html#a>> Acesso em janeiro de 2013.

ISA. **Alternativas tecnológicas para o saneamento nos mananciais**. Instituto Socioambiental. São Paulo, 2008. Disponível em
<http://www.mananciais.org.br/upload_/alternativas.pdf> Acesso em maio de 2012.

JAMRAH, A; AL-FUTAISI, A; PRATHAPAR, S; HARRASI, A.A
Evaluating greywater reuse potential for sustainable water resources management in Oman. Environmental Monitoring Assessment, 2007.

KADLEC, R.H; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**. CRC Press. Boca Raton, 2009. 1.016 p.

KISSMANN, K.G. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo I. BASF Brasileira S.A. São Paulo, 1991. 608p.

KÖRNER, S.; VERMAAT, J.E. The relative importance of *Lemna gibba*, bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed – covered domestic wastewater. **Water Research**. 32: (12) 3651- 366.1998.

KÖRNER, S., LYATUU, G.B. ; VERMAAT, J.E. The influence of *Lemna gibba* on the degradation of organic material in duckweed-

covered domestic wastewater. **Water Research**: 32 (10) 3092-3098.1998.

LANDOLT, E. & KANDELER. **The family of lemnaceae – a monographic study: Phytochemistry, physiology, application and bibliography.** In **Biosystematic Investigations in the Family of Duckweeds (Lemnaceae).** *Veröffentlichungen des geobotanischen Institutes der ETH.* Zürich. Stiftung Ruebel, Vol 4, n.95: 638pp.1987.
LEI FEDERAL – Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm> Acesso em outubro de 2012.

LES D.H; CRAWFORD, D.J. *Landoltia* (Lemnaceae), a new genus of duckweeds. **Journal for Botanical Nomenclature.** 9, (4)530-533p.1999.

LEVERENZ, H.G. **Review of technologies for the onsite treatment of wastewater in California.** Tchobanoglous, and J.L. Darby. 2002. Report No. 02-2, Center for Environmental and Water Resources Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, University of California, Davis.

LI, F; WICHMANN, K; OTTERPOHL, R. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. **Science of Total Environment.** v. 407, 2009, p.3439-3449.

MAGRI, M.E. SUNTTI, C. PHILIPPI, L.S. **Caracterização Qualitativa das Águas Cinzas nos seus diferentes pontos geradores de uma residência unifamiliar, e alternativas de reúso.** II-518. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2009.

MARQUES, D.M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e dispersão controlada no solo.** ABES/PROSAB, cap.15, p. 409 - 435. Rio de Janeiro, 1999.

MONTEIRO, R.C.M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando reúso não potável.** 84 p. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Universidade de São Paulo. São Paulo, 2009.

NOLDE, E. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin. **Urban Water**. v. 1, p. 271-284. 1999.

NSW HEALTH. **Greywater reuse in sewerred single domestic premises**. 1999.

OTTERPOHL, R. Black, brown, yellow, grey: the new colors of sanitation. **Water**. n.21, p. 37-41, out. 2001.

PHILIPPI, L.S; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do Autor. Florianópolis, 2004. 144 p.

POTT, V.J; CERVI, A.C. A família Lemnaceae Gray no Pantanal (Mato Grosso e Mato Grosso do Sul), Brasil. **Revista brasil. Bot.**, vol.2, n.22, p.153-174. São Paulo, ago. 1999.

RODRIGUES, J. A água do imaginário da urbanidade. *Jornal A Página*. n.78, ano 8, pág. 10. 1999. Disponível em:
<<http://www.apagina.pt/?aba=7&cat=78&doc=7618&mid=2>> Acesso em outubro de 2012.

SALATI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. **Biológico**. v.65, n.1/2, São Paulo, jan-dez, 2003.

SALATI, E; SALATI FILHO, E; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax LTDA. 2009. Disponível em:
<<http://www.ambiente.sp.gov.br/wp/pactodasaguas/files/2011/07/sistema-wetlands.pdf>> Acesso em janeiro de 2013

SILVA, S.C. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 205 p. 2007. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília, 2007.

SKILICORN, P. W.; SPIRA, W; JOURNEY, W.**Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries**. The World Bank, Washington, D.C.1993.

SOUZA, V.C; LORENZI, H. Botânica sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. Plantarum, Nova Odessa. 2005.

TAIZ, L; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. Porto Alegre: Ed. Artmed, 2009. 848 p.

TANNER, C.C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science Technology**. n.44, p.9-17, 2001.

VOGEL, A.L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4ª ed. Editora Guanabara: Rio de Janeiro, 1981.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: **princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v.1. 3ª ed.: Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2005. 452 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. Review. **Water**. n.2, p.530-549, 2010.

WIDIASTUTI, N; WU, H; ANG, M; ZHANG, D. The potential application of natural zeolite of greywater treatment. **Desalination**. v.218. p.271-280. 2008.

ZIMMO, O.R.; ALSAED R.M.; STEEN N.P.; GIJZEN H. Nitrogen mass balance across pilot scale algae and duckweed-based wastewater stabilization ponds. **Water Research**. 38, 913-920. 2004.