

II-458 - ESTUDO COMPARATIVO ENTRE *TYPHA DOMINGENSES* PERS E *PONTEDERIA PARVIFLORA* ALEXANDER

Débora Cristina de Souza⁽¹⁾

Bióloga. Doutora em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá. Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão. Departamento de Ambiental.

Sonia Barbosa de Lima⁽²⁾

Química. Doutora em Química pela Universidade Estadual de Maringá. Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão. Departamento de Ambiental.

Karina Querne de Carvalho⁽³⁾

Engenheira Civil. Doutora em Saneamento pela Universidade de São Paulo. Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Curitiba. Departamento de Engenharia Civil.

Luciana Iwakura⁽⁴⁾

Engenheira Ambiental diplomada pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão. Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental.

Lukas Rodrigues Souza⁽⁵⁾

Acadêmico do curso de graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Câmpus Campo Mourão. Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental.

Endereço⁽¹⁾: Via Rosalina Maria da Silva, 1233 - CEP: 87301-899 Caixa Postal: 271. Campo Mourão - PR - Brasil - Telefone Geral: + 55 (44) 3518-1400 - e-mail: dcsozacam@gmail.com

RESUMO

Este estudo avaliou o desempenho das espécies *Typha domingensis* Pers e *Pontederia parviflora* Alexander no tratamento de esgoto sanitário em escala piloto. Foram construídas seis unidades, sendo três de cada espécie. As análises foram realizadas nos meses de julho/2012, novembro/2012, março/2013 e junho/2013 em sistema de batelada com amostragens a cada 12 horas e tempo de detenção hidráulica de 48 horas.

Os testes de desempenho entre as espécies e a influência da temperatura foram realizados por meio de análise de variância, ANOVA fatorial. A avaliação da performance do tratamento se deu através dos parâmetros físico-químicos (temperatura, potencial Hidrogeniônico, alcalinidade, sólidos suspensos, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total) e bacteriológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*) no afluente e efluentes dos sistemas.

O resultado do teste ANOVA fatorial indicou não haver diferença significativa no desempenho das espécies, porém ressaltou a interferência da temperatura na capacidade de remoção de nutrientes nos dois tipos de sistemas. As melhores eficiências de remoção foram observadas em sólidos suspensos voláteis (83-94% e 80-97%), DQO (38-70% e 39-74%), fósforo total (68-93% e 69-96%), para *T. domingensis* e *P. parviflora* respectivamente, nos períodos de baixas e altas temperaturas, e para coliformes totais e *E. coli* acima de 99%.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* construídos, Macrófitas aquáticas, Nutrientes, Eficiência de remoção.

INTRODUÇÃO

A tendência ao aumento de cargas poluidoras oriundas de atividades antrópicas aliadas à falta de condições adequadas de saneamento básico acarretam diversos problemas ambientais e de saúde pública, como a contaminação de mananciais e proliferação de doenças de veiculação hídrica. Contudo, devido as pressões por parte da sociedade e de diversas formas de leis que atuam em proteção à natureza, pesquisadores passaram a buscar novas tecnologias e métodos de descontaminação desses ambientes.

Dentro deste contexto surge, através da biotecnologia, a fitorremediação como alternativa promissora capaz de solucionar problemas ambientais a custos de implantação e operação reduzidos, com maior facilidade de aplicação e menor impacto ao meio. Esta tecnologia consiste na utilização de espécies vegetais na degradação, extração, contenção ou mesmo imobilização de contaminantes, podendo ser aplicada no tratamento de água, solo ou ar (UNITED..., 2000).

Os sistemas *wetlands* construídos (WCs) são exemplos de fitorremediação que associam plantas, microrganismos e um meio físico filtrante visando a melhoria da qualidade da água e controle de poluentes nela inserida. No Brasil, os primeiros relatos de utilização de *wetlands* construídos para essas finalidades datam do início dos anos 80 (SALATI JR et al., 1999).

É possível verificar a intensificação desses tipos de trabalhos em diversas instituições de ensino superior como no caso da Universidade Estadual de Campinas – Unicamp, a Universidade Federal de Santa Maria – UFSM e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, que passaram a investir na pesquisa dessas tecnologias em variadas aplicações como no tratamento secundário ou terciário de esgoto sanitário, efluentes industriais, percolados de aterro sanitário, dejetos de suinocultura, entre outros.

As macrófitas aquáticas utilizadas nesses estudos vão desde espécies flutuantes à emergentes apresentando grande potencial de descontaminação e melhoria da qualidade da água. Vale ressaltar, que cada espécie pode reagir de forma diferente a cada tipo de poluente, sendo necessários estudos mais aprofundados do comportamento desses vegetais em relação aos diversos tipos de efluentes a serem tratados, seus potenciais de crescimento, condições ótimas de desenvolvimento (clima, saturação do meio, etc.) para assim poder otimizar os processos de fitorremediação. Visando ampliar o conhecimento a respeito de espécies nativas e com potencial fitoextrator, este estudo apresenta a avaliação de uma espécie pouco conhecida, *Pontederia parviflora* Alexander comparando-a com uma espécie bastante utilizada *Typha domingensis* Pers.

OBJETIVO

OBJETIVO GERAL

Comparar a capacidade de remoção de carga orgânica de *Pontederia parviflora* Alexander e *Typha domingensis* Pers em esgoto sanitário.

OBJETIVO ESPECÍFICO

Analisar o desempenho das duas espécies no tratamento de esgoto sanitário; Comparar as eficiências dos sistemas de cada espécie, estabelecendo a espécie mais eficiente em questão de redução de nutrientes; Verificar a influência da temperatura sobre a capacidade de redução de nutrientes em ambos os sistemas; Avaliar os resultados de parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e fósforo total) do efluente sanitário com base na Resolução CONAMA n° 357/2005 e 430/2011; Verificar o potencial de remoção bacteriológica do sistema de cada espécie.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

SITUAÇÃO SANITÁRIA NO BRASIL

A crescente industrialização, o aumento acelerado da urbanização e a desigualdade socioeconômica, potencializam os problemas ambientais nos países em desenvolvimento como o Brasil. É principalmente nos grandes centros urbanos que o problema da contaminação de água, solo e ar, são apontados. Os dejetos humanos e os efluentes industriais sobrecarregam a precária rede de saneamento básico ou mesmo são lançados na natureza sem um prévio tratamento, enquanto os veículos, as queimadas e a produção industrial emitem inúmeros gases poluentes (COSTA, 2000).

O Brasil vem apresentando diversos problemas relacionados a questão de saneamento básico. Dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) de 2008 divulgados em 2010 (INSTITUTO..., 2012) indicam que cerca de 45% dos municípios brasileiros não possuem o serviço de coleta de esgoto, ou seja, apenas uma parcela da população é contemplada com esse serviço. Além do mais, apenas 37,5% do esgoto coletado recebe algum tipo de tratamento que nem sempre pode ser considerado eficiente, sendo o restante lançado *in natura* nos corpos d'água (SECRETARIA..., 2013).

Como resultados dos baixos índices de tratamento, cerca de 217 mil trabalhadores por ano perdem horas de trabalho pela necessidade de afastamento devido a problemas gastrointestinais ligados a falta de saneamento (INSTITUTO...; FUNDAÇÃO..., 2010). Segundo a Organização Mundial da Saúde – OMS (1998), 80% das doenças constatadas e 65% das internações hospitalares no país são decorrentes de doenças de veiculação hídrica provenientes da indisponibilidade de redes de distribuição de água potável e inexistência ou precariedades de redes coletoras de esgoto, o que representa um custo anual de aproximadamente 2,5 bilhões de dólares. Dentre as causas de altos índices de mortalidade infantil no Brasil têm-se as doenças de veiculação

hídrica como as disenterias e as infecções parasitárias. Um cenário que poderia se reverter com maiores investimento em saneamento básico possibilitando a redução de 65% dos casos de mortalidade infantil e 25% dos índices de internação (INSTITUTO..., FUNDAÇÃO..., 2010).

ÁGUAS RESIDUÁRIAS

As águas residuárias são aquelas que após serem utilizadas pelas atividades antrópicas, passam a obter características físicas, químicas e biológicas indesejáveis. Podem ser definidas como o conjunto de resíduos diluídos em água, provenientes de residências, comércio e indústrias (METCALF; EDDY, 1991). Von Sperling (1996a) classifica as águas residuárias urbanas basicamente em três grupos: esgoto doméstico, águas de infiltração e águas residuárias industriais.

O lançamento direto dos efluentes domésticos e industriais em águas naturais podem causar sérios problemas ambientais e riscos à saúde pública. Seja pela grande carga orgânica que propicia o crescimento de algas e bactérias, podendo ocasionar a eutrofização e comprometendo a qualidade e os usos múltiplos do corpo receptor, ou mesmo presença de substâncias tóxicas e indesejáveis decorrentes de processos industriais.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), visando a preservação dos recursos hídricos elaborou resoluções classificando e dispondo diretrizes de enquadramento dos corpos hídricos, e estabeleceu as condições e padrões de lançamento de efluentes através da Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, alterada pelas Resoluções nº 370/2006, 397/2008, 410/2009 e 430/2011, e complementada pela Resolução nº 393 de 2009. Dentre as quais, a Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 merece maior destaque por dispor sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Essas condições legais devem ser consideradas e atendidas evitando, assim, o excesso de contaminação dos recursos hídricos.

ESGOTO SANITÁRIO

Dentro das águas residuárias, o esgoto sanitário representa uma parcela significativa na contribuição de poluentes em corpos hídricos. Esse tipo de efluente é proveniente, principalmente, de residências, estabelecimentos comerciais, instituições ou qualquer unidade que possua instalações sanitárias que utilize a água para a higiene e necessidades fisiológicas humanas (ASSOCIAÇÃO..., 1986a). Sua composição apresenta em sua totalidade, 99,9% de água, com uma pequena fração de 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, além de microrganismos.

Os compostos orgânicos são representados pelo conjunto de associações de carbono, hidrogênio, oxigênio e nitrogênio. A matéria inorgânica, por sua vez, é geralmente formada por areia e de outras substâncias minerais dissolvidas (VON SPERLING, 1996a). A vazão do esgoto doméstico varia de região para região, conforme o clima, as estações do ano, densidade populacional, hábitos e cultura, desenvolvimento do município e o nível socioeconômico da população. Corresponde a uma porcentagem da quantidade de água consumida, pois parte dessa água pode ser infiltrada ou mesmo incorporada à rede pluvial. Na inexistência de dados locais para o cálculo do dimensionamento do sistema de tratamento de esgoto, a norma brasileira NBR 9649 (ASSOCIAÇÃO..., 1986b), recomenda o valor de coeficiente de retorno de 0,8 na relação água/esgoto. Independentemente da vazão, segundo Van Haandel e Lettinga (1994) e Jordão e Pessoa (1995), as instalações de tratamento variam conforme o perfil do efluente, o grau de redução de sólidos em suspensão e a quantidade de matéria orgânica que pode ser representada pelo valor da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Os sólidos são partículas que influenciam na turbidez e coloração do meio aquático reduzindo a intensidade de luz solar que atravessa a coluna d'água. A presença excessiva de sólidos pode causar ainda a destruição de alguns organismos e leitos de desova de peixes. Estas partículas servem de superfície de desenvolvimento de bactérias e resíduos orgânicos no sedimento, podendo promover a decomposição anaeróbia (COMPANHIA..., 2012).

Já a matéria orgânica encontrada nos esgotos sanitários é composta basicamente por proteínas, carboidratos e lipídios (óleos, graxas e gorduras) que quando lançados em grande escala na natureza, podem causar a proliferação de algas e bactérias e a depleção do oxigênio dissolvido na água gerando graves distúrbios na comunidade aquática. Em casos extremos, pode ocorrer a eutrofização do meio e a mortalidade de organismos aquáticos (COMPANHIA..., 2012; JORDÃO; PESSOA, 1995).

TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Os processos de tratamento envolvem operações e processos unitários que visam transformar compostos indesejáveis em formas mais aceitáveis. A remoção dos poluentes através do tratamento está associada aos níveis de tratamento e eficiência. Dentro deste contexto, Von Sperling (1996a) classifica os níveis de tratamento como: preliminar, primário, secundário e terciário. O tratamento preliminar tem o intuito de

remover materiais grosseiros e uma parcela das partículas maiores em suspensão, enquanto o tratamento primário objetiva a remoção de sólidos sedimentáveis e um parcela da matéria orgânica. Ambos relacionados aos mecanismos físicos de remoção de poluentes.

No tratamento secundário predominam os processos biológicos (aeróbios e anaeróbios) de remoção de matéria orgânica e nutriente através da filtração biológica, processos de lodos ativados, lagoas de estabilização, entre outros. Já o tratamento terciário consiste em processos avançados de tratamento que visam a remoção de poluentes específicos (compostos tóxicos ou não biodegradáveis) ou mesmo como “polimento” após o tratamento secundário (VON SPERLING, 1996a; DACACH, 1991; JORDÃO;PESSOA, 1995). Von Sperling (1996a) relata que os tratamentos convencionais de esgoto requerem grandes investimentos, o que incentiva a busca e o interesse por tecnologias alternativas a custos mais baixos, mantendo-se a boa eficiência de um tratamento adequado conforme as características de cada efluente.

FITORREMEDIAÇÃO

Uma das características desejáveis a um sistema de tratamento de esgoto é a simplicidade funcional (NETO, 1997). Sendo assim, a fitorremediação surge como alternativa de minimização dos impactos potenciais gerados pelo aumento da industrialização e desenvolvimento econômico-social, aliado a técnicas efetivas e financeiramente viáveis. O processo consiste em um sistema de vegetais fotossintetizantes que em conjunto com microrganismos associados a sua rizosfera, recuperam o ambiente antes contaminado através de processos naturais pelo quais degradam e absorvem poluentes orgânicos e inorgânicos do meio (CUNNINGHAM et al., 1996; LAMEGO; VIDAL, 2007).

Em se tratando de efluentes líquidos as espécies de vegetais mais utilizadas em sistemas de fitorremediação são as macrófitas aquáticas por demonstrarem grandes vantagens devido as suas capacidades de remediar mais de um elemento em um mesmo local, acumular e acelerar a ciclagem de nutrientes, bem como, apresentar fácil manejo e baixo custo de investimento. Além do mais, essas espécies agem como uma barreira de proteção diminuindo a velocidade de lixiviados e reduzindo a carga de sedimento e poluentes direcionados aos corpos receptores (MARTINS, 2008; POMPEO, 2008; CHERNICHARO, 2001).

Dentro deste contexto, as zonas úmidas (*wetlands* naturais) se destacam nos processos de autodepuração e durante muitos anos foram utilizadas no tratamento de esgoto em cidades dos Estados Unidos. Porém visto a dificuldade de controle sobre o tratamento e principalmente os distúrbios causados por esses poluentes na dinâmica natural dos ecossistemas aquáticos, surgiram os primeiros estudos utilizando esses princípios de tratamento em situações controladas. Semelhantes aos sistemas naturais, os *wetlands* construídos, visam maximizar o potencial de melhoria da qualidade das águas, porém mantendo-se o controle dos fatores ambientais e seus processos naturais, e impedindo a dispersão dos poluentes no solo e em corpos hídricos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os sistemas *wetlands* construídos (WCs) têm sido usados em diversos países no tratamento secundário e terciário de águas residuárias (SALATI JR. et al., 1999), pois além da simplicidade de construção e operação, os custos de implantação e manutenção são baixos, podem ser implementados no próprio local de geração de efluente, são flexíveis e resistentes a variações de carga sem muito comprometimento de sua eficiência, além de reduzir a quantidade de organismos patogênicos de esgotos sanitários (BRIX, 1993; KADLEC; KNIGHT, 1996; PLATZER et al., 2007; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; HILL; SOBSEY; 2000). Porém, os efeitos adversos podem ser esperados em baixas temperaturas, especialmente, com a inibição da remoção de nitrogênio, e a susceptibilidade do sistema a entupimentos (CHERNICHARO, 2001; ROUSSEAU et al., 2008).

Segundo Silva (2007), e Toniato (2005), o Brasil possui grande potencial de aplicação desta tecnologia por se tratar de um país de clima tropical, o que favorece o desempenho da atividade microbiológica e o desenvolvimento mais rápido das plantas. Esse tipo de sistema é indicado para a melhoria da qualidade de efluentes sanitários (SEREZINO; PHILIPPI, 1998; VALENTIM, 1999; SALATI FILHO et. al, 2000; SOUZA et. al, 2001; MAZZOLA, 2003; TONINATO, 2005), industriais (KADLECK; KNIGHT, 1996), agro-industriais (HILL; SOBSEY, 2000; HUSSAR, 2001; TOBIAS, 2002), tratamento de águas de abastecimento público (ELIAS, 2003), entre outros. Podem ser utilizados isoladamente ou associado a outras unidades, porém para se ter maior eficiência no tratamento de efluentes é imprescindível a utilização de sistemas preliminares e primários de modo a evitar colmatção e problemas no funcionamento dos sistemas como entupimentos (VAN KAICK, 2002).

FUNCIONAMENTO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Esse tipo de sistema é uma forma de fitorremediação baseada nos processos físicos, químicos e biológicos. A fração biótica dos processos consiste na ação de microrganismos, que se desenvolvem no substrato ou na raiz das plantas, em transformar a matéria orgânica em nutrientes minerais que serão absorvidos pelos vegetais. Já a parcela abiótica está relacionada com a precipitação química, sedimentação e adsorção de íons no substrato (LIN et al., 2005).

Para Chernicharo (2001), esse sistema contribui para a manutenção da qualidade da água, pois as plantas removem não somente os nutrientes, como também, são capazes de processar, com auxílio de biofilme em suas raízes, desde matéria orgânica a resíduos químicos. Além disso, juntamente com o meio suporte propiciam a redução da carga de sedimentos destinada aos corpos hídricos. Segundo Philippi e Sezerino (2004), esses sistemas podem ser definidos como um ecossistema de transição entre ambientes terrestres e aquáticos que são compostos por um conjunto de elementos essenciais. Basicamente formado por substrato, macrófitas aquáticas, regime hidráulico e, micro e macro fauna. Os sistemas WCs são classificados em dois grandes grupos: sistema de lâmina livre ou escoamento superficial e os sistemas de escoamento subsuperficial.

MECANISMOS DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL

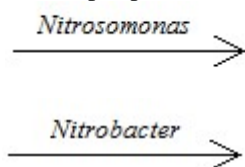
A eficiência no desempenho de um sistema WCs no tratamento de esgotos está relacionada ao conhecimento dos componentes básicos e os mecanismos envolvidos no sistema. A interação meio suporte, microrganismos e plantas transformam os constituintes presentes na água residuária e removem compostos indesejados através de uma gama de complexidade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem, geralmente, de modo simultâneo. A retenção e remoção dos sólidos suspensos totais ocorrem por meio de processos de sedimentação gravitacional, filtração do material particulado e adsorção ao biofilme aderido ao meio suporte e as raízes das plantas (UNITED..., 1999).

Contudo, a medida que o esgoto percola o material filtrante, esses sólidos orgânicos e inorgânicos depositados, somados ao crescimento do biofilme aderido podem resultar no processo de colmatção. Vale ressaltar que o tamanho dos grãos que compõem o material filtrante, bem como a quantidade de oxigênio encaminhada a massa sólida, são fatores relevantes para a velocidade de colmatção. O primeiro está relacionado a condutividade hidráulica e ao volume de vazios, enquanto o segundo interfere diretamente na velocidade de biodegradação da matéria orgânica – sólidos suspensos voláteis (SSV) (PLATZER; MAUCH, 1997; PHILIPPI; SEVERINO, 2004; UNITED..., 1999).

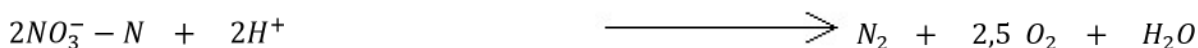
A quantificação de matéria orgânica presente no esgoto, geralmente, é medida em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). A degradação dessa matéria carbonácea é mais rápida em condições aeróbias, porém quando o oxigênio é um fator limitante, as condições de anaerobiose são, então, as responsáveis pela redução de DBO no efluente (COOPER et al.; 1996). É possível acreditar que o metabolismo aeróbio possa ocorrer nestes leitos, devido as trocas gasosas com a superfície e transporte de oxigênio das folhas as raízes das plantas (rizosfera).

Entretanto, valores típicos de oxigênio dissolvido (OD) encontrados em sistemas subsuperficiais apresentam-se relativamente baixos ($<0,1\text{mg/L}$), o que possivelmente indicaria que o mecanismo biológico predominante fosse o facultativo/anaeróbio (UNITED..., 1999). Outro componente de grande preocupação encontrado em efluentes sanitários são os compostos nitrogenados. Essenciais ao desenvolvimento da vida, o nitrogênio em excesso pode potencializar grandes problemas ambientais como a eutrofização de ambientes aquáticos, e consequentemente perda de biodiversidade.

Em sistemas WCs, o nitrogênio passa por basicamente cinco processos de transformação: amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio gasoso atmosférico e assimilação pelos microrganismos e plantas, no qual a nitrificação/desnitrificação podem ser considerada mecanismo principal de redução de nitrogênio em meio líquido (KADLEC; KNIGHT, 1996; TANNER et al, 2002). Em esgoto bruto, geralmente, o nitrogênio apresenta-se na forma de nitrogênio orgânico ou amônia. O N-orgânico é convertido em N-amônia em um processo chamado amonificação. A amônia, posteriormente, é transformada em nitritos e estes a nitratos por processos de oxidação, denominado nitrificação, de acordo com as seguintes reações:



A redução do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso, em ambiente anóxico, é chamado de desnitrificação, sendo expressa por:



A remoção de nitrogênio está relacionada tanto aos gases produzidos que escapam para atmosfera, quanto a parcela que é incorporada a biomassa das plantas por assimilação, processo que envolve a conversão do nitrogênio inorgânico à compostos orgânicos úteis a incorporação na biomassa das plantas, sendo as formas mais utilizadas a amônia e o nitrato (KADLEC; KNIGHT, 1996).

O fósforo, como o nitrogênio, é um nutriente essencial ao crescimento das plantas e microrganismos. Da mesma forma, quando introduzido em excesso no ambiente pode se tornar elemento potencialmente poluidor, causando desequilíbrio no ecossistema receptor. Os mecanismos de retenção de fósforo em sistemas WCs incluem processos físicos, químicos e biológicos que envolvem os fenômenos de precipitação, sedimentação, adsorção e assimilação na biomassa das macrófitas e dos microrganismos. Os processos de precipitação e adsorção estão fortemente relacionados com a quantidade de ferro, alumínio e cálcio presentes no material filtrante. Em meio ácido a precipitação do fosfato insolúvel se dá pela combinação de adsorção com o ferro e alumínio. Enquanto, em ambientes alcalinos o processo dominante consiste na precipitação por meio da ligação entre cálcio/fósforo (ARIAS et al., 2001).

A capacidade de assimilação de fósforo pelas macrófitas aquáticas é considerada uma remoção de curto prazo, pois ao morrer, as plantas, por meio da decomposição liberarão novamente ao meio certa quantidade do nutriente (KADLEC; KNIGHT, 1996). Da mesma forma, os microrganismos que crescem e se multiplicam rapidamente, incorporam em pouco tempo grande quantidade de fósforo, porém liberam boa parte após algumas horas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Com relação aos organismos patogênicos, a remoção é feita por fatores físicos como filtração, exposição aos raios ultravioleta e sedimentação; fatores químicos que consistem na oxidação, exposição aos biocidas liberados pelas raízes de algumas plantas e absorção pela matéria orgânica; e por fim, fatores biológicos como predação ou mesmo, morte natural (KADLEC et al., 2000). Segundo Kahatiwada e Polprasert (1999), características como o tempo de detenção hidráulica, temperatura, radiação solar e processos de sedimentação, adsorção e filtração possuem papel importante na remoção de microrganismos fecais em condição tropicais.

MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Segundo Tardivo et al. (2007) as macrófitas aquáticas apresentam várias adaptações morfológicas e fisiológicas que as tornam relativamente plásticas e possibilitam colonizar ambientes com diferentes características físicas e químicas. Irgang et al. (1984), classificam as macrófitas aquáticas em 7 grupos distintos (Figura 3):

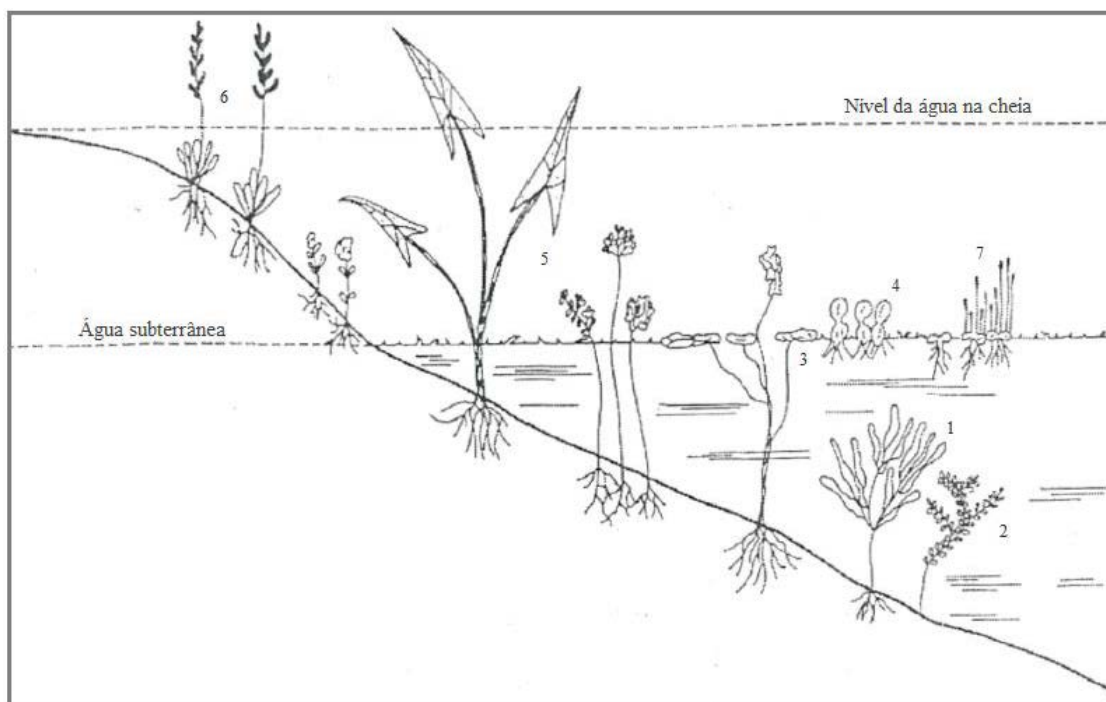


Figura 1 - Formas biológicas das macrófitas aquáticas: (1) Submersas fixas; (2) Submersas livres; (3) Flutuantes fixas; (4) Flutuantes livres; (5) Emergentes; (6) Anfíbias e (7) Epífitas. Fonte: Irgang et al. 1984, mod. por Pedralli e Meyer 1996.

Submersas fixas - plantas enraizadas crescendo submersas; Submersas livres - plantas que possuem raízes pouco desenvolvidas e flutuam submersas em águas tranquilas; Flutuantes fixas - plantas enraizadas no sedimento, porém com folhas flutuantes na lâmina d'água; Flutuantes livres - plantas que flutuam livremente na superfície da água; Emergente - plantas enraizadas no sedimento com folhas que crescem para fora da água; Anfíbias - plantas que sobrevivem dentro e fora da água, geralmente encontradas em áreas que possuem variação hídrica onde ocorrem períodos de seca e cheia; Epífitas - plantas que se desenvolvem sobre outros vegetais sem parasitá-los.

Sendo as usualmente utilizadas em sistemas WCs as espécies emergentes - *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Juncus* spp., e algumas flutuantes - *Eichhornia crassipes*, *Lemna* spp. (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). As macrófitas aquáticas atuam em processos físicos, químicos e microbiológicos, oferecem resistência ao fluxo, aumentando o TDH, auxiliam na sedimentação de partículas suspensas (GOPAL, 1999), favorecem o desenvolvimento de microrganismos na rizosfera e transferem oxigênio das folhas para as raízes, possibilitando condições aeróbias no sistema e aumenta a degradação aeróbia de compostos orgânicos no local (BRIX, 1997).

Dentre os fatores para um bom desempenho na remoção da carga poluidora em sistemas CWs encontra-se a escolha da macrófita aquática. Diversas espécies podem ser usadas, entretanto, é imprescindível que a planta apresente tolerância ao alagamento contínuo e as concentrações do poluente (DAVIS, 1995). Outro critério bastante utilizado é a disponibilidade do vegetal na região, pois facilita a coleta e transporte, e geralmente são mais adaptadas ao clima, solo e biota local (KADLEC et al., 2000). Vale ressaltar, que as espécies de macrófitas aquáticas dotadas de aerênquimas bem desenvolvidos no caule e raízes em forma de cabeleira são as mais indicadas em sistemas wetlands construídos. Pois, Segundo Van Kaik (2002), possuem maior potencial de absorção de matéria orgânica.

TYPHA DOMINGENSIS PERS

Conhecida popularmente como taboa, *Typha domingensis* Pers é uma macrófita emergente, perene, que chega de 2 a 4 metros de altura, possui rizoma rasteiro e pode ser encontrada em diversos habitats aquáticos. Além do fácil cultivo, possui crescimento surpreendente em substratos ricos em matéria orgânica (POTT; POTT, 2000). Cooper et. al. (1996), também compartilha dessas informações e relata que as espécies do gênero *Typha* possuem crescimento rápido e denso, e suas raízes chegam a penetrar 0,4m no material filtrante.

Esta espécie possui inflorescência bastante característica, com as flores estaminadas na parte superior da espiga, que produzem imensa quantidade de pólen e as flores pistiladas na parte inferior, que acabam virando plumas (Figura 2). Polinizada e dispersada pelos ventos, os taboais são o lar de diversas espécies da fauna (FLORA..., 2013). Por outro lado, são consideradas espécies alergógenas, ou seja, causam ações clínicas de alergia a pólen (PEDRON et. al 1999).



Figura 2 – *Typha domingensis* Pers. Fonte: Flora de Santa Catarina (2013) e Tavares (2013).

Pioneira nos estudos de tratamento de águas residuárias, é capaz de remover cargas orgânicas até metais pesados e auxiliar no controle de erosão nas margens de canais (POTT; POTT, 2000). Quando se trata de retirada dessas macrófitas aquáticas dos ambientes naturais e seu replantio em sistemas de tratamento, deve-se atentar a alguns cuidados. Recomenda-se escavação manual, separando rizomas que contenham no mínimo dois nódulos não danificados, sendo que o replantio deve-se observar uma inclinação de 45° e uma densidade de 4 rizomas por metro quadrado de filtro (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

PONTEDERIA PARVIFLORA ALEXANDER

Pontederia parviflora é uma planta aquática emergente, perene, com folhas estreitas ou largas que podem variar de 15 a 120 cm de comprimento e raízes em forma de cabeleira (Figura 3). Em determinadas regiões é conhecida popularmente como aguapé, camalote, lanceiro ou orelha-de-veado. Trata-se de uma espécie que floresce praticamente o ano todo e produz muitas sementes, sendo seus frutos dispersos pela água e animais (VELASQUEZ, 1994; POTT; POTT, 2000).



Figura 3 - *Pontederia parviflora* Alexander.

Esta espécie é bastante resistente no tratamento de diferentes tipos de efluentes, além de possuir boa eficiência quanto a remoção de matéria orgânica (RAMOS et al., 2009). *P. parviflora* foi destacada por PIMENTEL (2006) como a espécie que se desenvolveu melhor dentre várias outras em meio ao tratamento de chorume de um aterro sanitário. Souza et al. (2009), em experimento realizado, classificaram *P. parviflora* como hiperacumuladora, pois além de apresentar resistência as altas concentrações de Cu, o estudo demonstrou um acúmulo de 1200 mg/kg do metal na raiz da planta. Em estudos com efluentes sanitários, esta espécie apresentou boa adaptabilidade e ótima eficiência na remoção de carga orgânica (LOCASTRO et al., 2012a; SANTOS et al., 2012; WATANABE, 2012; MELLO, 2013).

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo constou de montagem em escala piloto de sistemas individuais para cada espécie no tratamento de esgoto sanitário. Além da capacidade de alteração e remoção de nutrientes do efluente, o experimento visou avaliar a influência da temperatura sobre o desempenho das plantas, sendo assim, as análises foram divididas em baixas temperaturas (julho/2012 e junho/2013) e altas temperaturas (novembro/2012 e março/2013).

Procurando simular uma estação de fitotratamento de fluxo vertical, os sistemas foram montados em recipientes impermeabilizados com plástico, onde no fundo do pote foi instalado uma mangueira em formato circular, com perfurações na parte superior, encapada por vual e conectada a uma torneira para retirada das amostras (Figura 4A).



Figura 4 - Simulação de uma estação de fitotratamento de fluxo vertical demonstrando o (A) encanamento do sistema com (B) adição de material de recheio, areia.

A mangueira foi coberta por 3 kg de areia para servir como substrato para 4 indivíduos das espécies de macrófitas (Figura 4B). Cada sistema reteve 2,5 litros de esgoto sanitário. O efluente bruto foi obtido na caixa de passagem do sistema de esgoto da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão. Ao todo, foram confeccionados seis sistemas, sendo três com o plantio de *Pontederia parviflora* e três com *Typha domingensis*. O funcionamento dos sistemas foi em batelada e a disposição no ambiente foi de forma intercalada por espécies de modo a submetê-los as mesmas condições ambientais (Figura 5). O tempo de detenção dos sistemas foi de 48 horas.



Figura 5 - Disposição dos sistemas, intercalados por espécies.

Análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas para análise das alterações ocorridas nos sistemas e calcular a eficiência dos mesmos. As amostras para as análises físico-químicas foram retiradas a cada 12 horas. Os dados de temperatura e pH foram obtidos através de sonda multiparamétrica Hanna HI9828, enquanto os demais parâmetros como alcalinidade, sólidos suspensos, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram realizados através dos métodos descritos por Rice et al. (2012), como mostra o quadro 1.

Parâmetros	Método de Análise	Método N°
Alcalinidade	Titulométrico	2320_B
Demanda Química de Oxigênio	Espectrofotométrico	5220_D
Fósforo Total	Espectrofotométrico	4500_P
Nitrato (N-NO_3^-)	Espectrofotométrico	4500_ NO_3^3
Nitrito (N-NO_2^-)	Espectrofotométrico	4500_ NO_2^2
Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+)	Titulométrico	4500_ NH_4^+
Sólidos suspensos	Gravimétrico	2540_D/E

Quadro 1 – Parâmetros e metodologias que serviram de base para as análises físico-químicas que foram realizadas.

As amostras bacteriológicas foram coletadas a partir dos sistemas mencionados anteriormente, sendo uma amostra do esgoto sanitário bruto, no ato da alimentação dos sistemas, e seis amostras, uma de cada sistema, após 48 horas. Foram realizados os testes presuntivos de coliformes totais e *Escherichia coli*, e calculado o Número Mais Provável – NMP (Rice et al., 2012).

A análise de coliformes foi feita pela técnica de fermentação de tubos múltiplos que se baseia na fermentação em lactose dos meios nutritivos realizada pelos microrganismos, sendo a formação de gás o indicativo positivo. Os resultados obtidos nas análises dos parâmetros pós-tratamento foram comparados aos padrões de qualidade da água estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e 430/2011. Os dados obtidos foram avaliados e posteriormente confrontados através de análise de variância fatorial. Os pressupostos da ANOVA fatorial

foram atendidos tanto para a normalidade quanto para homogeneidade das variâncias pelo teste de 'D'Agostino-Pearson.

As análises empregadas compararam o desempenho de ambas espécies em cada mês, bem como, a individualidade de cada sistema ao longo do período de estudo. Os testes foram realizados com auxílio do programa BioEstat 5.3.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No teste de desempenho das espécies verificou-se pela ANOVA fatorial que não há diferença entre os sistemas *T. domingensis* e *P. parviflora* ao longo do ano. A diferença ficou entre as eficiências que sofreram alterações ao longo do processo de tratamento (Tabela 1). Assim é possível dizer que o desempenho das duas espécies foi semelhante, representado pelo valor de $p > 0,05$.

Tabela 1 - Resultado das análises de variância ANOVA fatorial referente ao comportamento das espécies (T) *T. domingensis* e (P) *P. parviflora* em cada mês de amostragem.

Parâmetro	Mês	Af	<i>T. domingensis</i> Ef	<i>P. Parviflora</i> Ef
Temperatura	Julho	18,09	15,23±1,36	15,23±1,36
	Junho	20,48	18,87±0,54	18,94±0,58
	Novembro	21,94	25,85±0,31	25,93±0,32
	Março	26,61	26,15±0,56	26,12±0,46
pH	Julho	7,74	7,71±0,21	7,77±0,34
	Junho	7,19	7,04±0,22	7,00±0,24
pH	Novembro	7,10	7,02±0,35	7,05±0,33
	Março	8,45	7,36±0,21	7,48±0,12
Alcalinidade (mg/L)	Julho	233,26	325,39±40,89	288,26±29,43
	Junho	102,30	109,96±4,02	143,17±62,92
	Novembro	250,27	345,57±98,43	302,35±42,52
	Março	289,37	302,02±49,48	300,76±4,18

* Dados que apresentaram diferenças significativas pela ANOVA Fatorial

Os parâmetros em que a semelhança no tratamento ficou mais aparente foram nas concentrações de N-amoniaco (Figura 6 A e B) e Nitrato (Figura 6 C e D), No entanto, deve-se ressaltar que houve diferença entre os meses, mas com eficiências médias entre as plantas próximas: para N-amoniaco as reduções ficaram em torno de 30% nos sistemas de *T. domingensis* e 25% nos sistemas de *P. parviflora*. Nas concentrações de nitrato observou-se redução de 52% e, 61%; respectivamente.

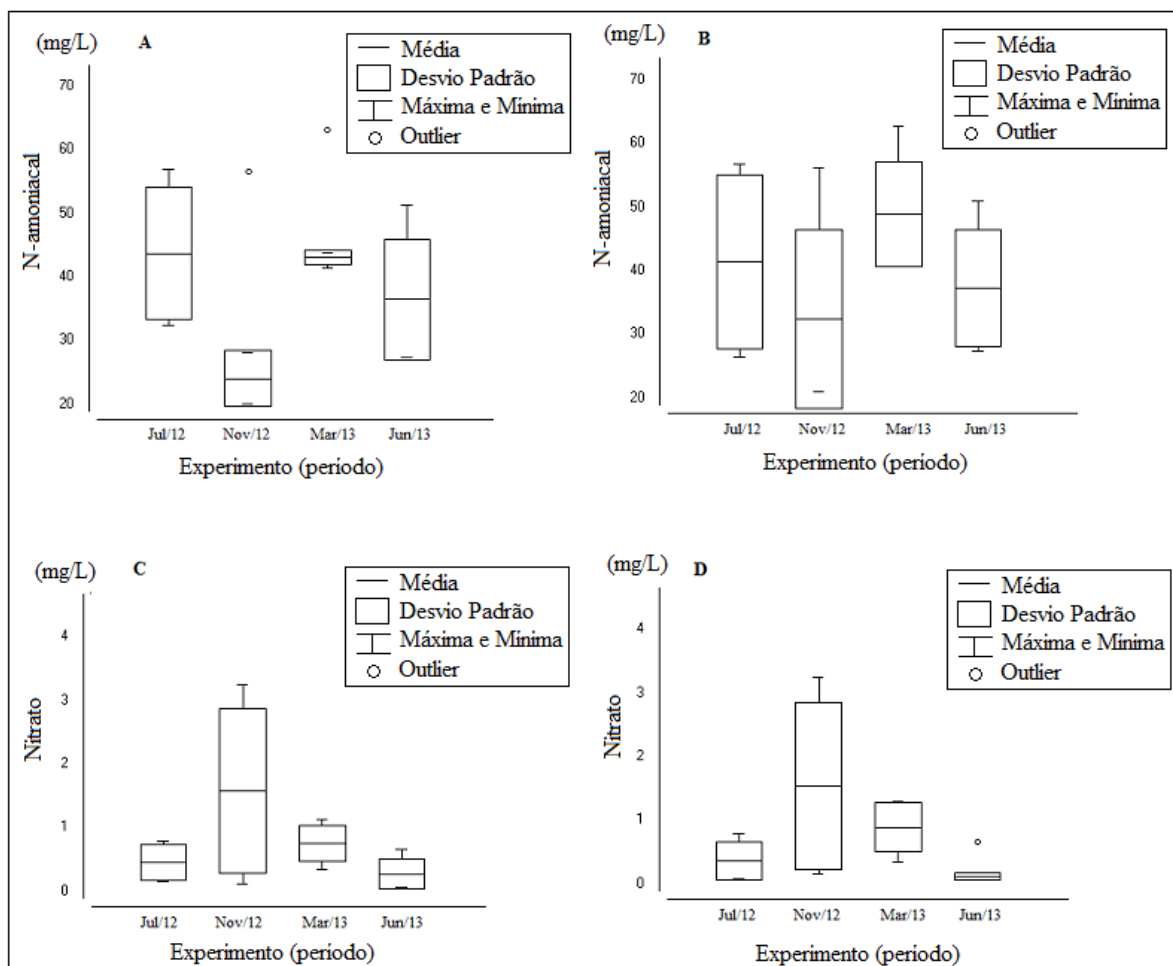


Figura 6 - Gráficos dos resultados de N-amoniacoal de (A) *T. domingensis* e (B) *P. parviflora*; e de nitrato de (C) *T. domingensis* e (D) *P. parviflora*.

No entanto, quando se avalia os sistemas de forma independente, há diferença entre a capacidade de tratamento do efluente (Tabela 2). Analisando os parâmetros fica bem claro que a diferença está relacionada com a temperatura, com destaque para novembro, mês quente, o qual apresenta o maior intervalo entre as concentrações mínimas e máximas (Figura 6, itens A, B, C e D).

Tabela 2 - Resultado das análises de variância ANOVA fatorial referente a comparação do comportamento independente de cada espécie, *T. domingensis* e *P. parviflora*, frente aos meses de amostragem.

Espécie	Mês	SST Af(mg/L)	SST Ef(mg/L)	Efic (%)	SSV Af(mg/L)	SSV Ef(mg/L)	Efic (%)
T. domingensis	Julho	273,3	123,3	55	215,0	36,7	83
	Junho	280,0	42,2	85	226,7	26,1	88
	Novembro	341,7	52,8	85	296,7	24,4	92
	Março	293,3	48,9	83	255,0	14,4	94
P. parviflora	Julho	273,3	85,6	69	215,0	42,8	80
	Junho	280,0	26,7	90	226,7	8,9	96
	Novembro	341,7	27,2	92	296,7	10,0	97
	Março	293,3	33,9	88	255,0	22,8	91

As temperaturas nos períodos de estudo no município de Campo Mourão variaram de 5,1°C à 24,6°C nos meses frios e 15°C à 33,4°C nos meses quentes. Sendo o mês de julho o de menor temperatura com média de 13°C, junho com média de 19°C e os meses quentes com média de 26°C (INSTITUTO NACIONAL..., 2013). Os valores de temperatura dos efluentes foram diretamente dependentes da temperatura local, variando entre 13°C a 20°C no inverno e 25,3°C a 26,8 °C no verão (Tabela 3).

Os valores de temperatura nos meses de novembro e março foram encontrados na faixa ideal para a atividade microbiana, em torno de 25°C a 35°C, conforme Jordão e Pessoa (1995). Os meses de baixa temperatura ficaram abaixo de 20°C (Tabela 3), o que acaba reduzindo tanto o metabolismo dos microrganismos como das plantas aquáticas.

Tabela 3 - Valores médios de temperatura, pH e alcalinidade dos sistemas WCs de *T. domingensis* e *P. parviflora* nos meses de estudo. Sendo (Af) afluente e (Ef) efluente.

Espécies	Mês	Af(mg/L)	Ef(mg/L)	Eficiência (%)
T. domingensis	Julho	0,79	0,23	71
	Junho	0,66	0,18	73
	Novembro	3,25	0,11	97
	Março	0,34	0,79	-132
P. parviflora	Julho	0,79	0,07	91
	Junho	0,66	0,16	76
	Novembro	3,25	0,14	96
	Março	0,34	0,75	-121

* Dados que apresentaram diferenças significativas pela ANOVA Fatorial

Os valores obtidos de pH dos efluentes tratados resultaram próximos a neutralidade. Segundo Metcalf e Eddy (1991) e Von Sperling (1996b), valores em torno da neutralidade (6,5 a 7,5) representam ótimas condições de desenvolvimento microbiano e consequentemente maior eficácia nos processos biológicos de tratamento.

Foi possível verificar a redução dos valores de pH nos sistemas de ambas espécies em todos os períodos analisados. Com exceção, da batelada de julho que nas primeiras horas apresentou uma redução no pH de 7,7 para 7,4 com posterior aumento para 7,9 no final das 48 horas, mantendo-se levemente alcalinos. Este fato, de acordo com Mazzola (2003), pode indicar uma predominância do processo de nitrificação nas primeiras horas, pois o mesmo consome alcalinidade e consequentemente diminui o pH. Enquanto que o aumento do pH observado pode estar relacionado à predominância de processos de desnitrificação, pois a cada grama de NO₃-consumido, 3,0g de CaCO₃ são formados, gerando uma elevação no pH (KADLEC, 1995). Mesmo este sendo levemente alcalino, seu valor ainda se encontra dentro da faixa aceitável para o desenvolvimento bacteriano (6,3 a 7,9) (VAN HANDEEL, 1993; TOBIAS, 2002). Também foi possível observar que efluentes com características básicas tende a neutralidade ao passar pelos sistemas WCs. Estudiosos como Kadlec et al. (1997), Gschlöbl et al. (1998) e Sezerino (2006) observaram esse efeito tamponante desses sistemas. Seja o efluente caracterizado com pH alcalino ou ácido, após sua passagem pelo sistema WCs, seu valor tenderá a neutralidade, como também mostra o estudo de Locastro et al. (2012a).

Os valores de pH obtidos estiveram dentro dos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 430/2011, que indica pH entre 5 a 9. A estabilidade no sistema é perceptível não somente pela tendência a neutralidade dos valores de pH, mas também, no aumento de alcalinidade na saída do sistema pós as 48 horas.

No decorrer das análises, foi possível verificar oscilações nos valores de alcalinidade mais nítidos nos meses de verão, tanto em *T. domingensis* quanto em *P. parviflora*. O fato pode estar relacionado ora devido aos processos biológicos de decomposição anaeróbios e as reações aeradas de nitrificação com formação de H⁺, diminuindo o pH, havendo um ligeiro consumo da alcalinidade, e ora pela alta taxa de respiração de microrganismo e aos processos de redução dos nitratos em ambiente anóxico com consumo de H⁺ implicando no aumento da capacidade tampão do meio (VON SPERLING, 1996b). Variações que possivelmente estariam ligadas a estabilidade dinâmica do sistema.

Como a alcalinidade está relacionada com a decomposição de matéria orgânica, consequentemente está ligada as concentrações de DQO. Os meses que demonstram com mais clareza essa relação são os meses de maiores temperaturas, sendo possível observar a diminuição nos valores de DQO precedida pelo aumento de alcalinidade (Figura 7 A e B).

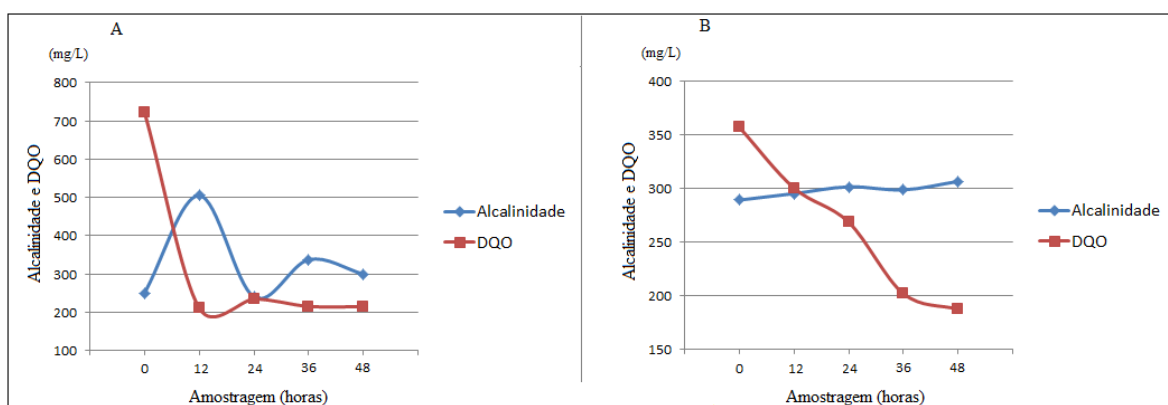


Figura 7 - Gráficos dos resultados de alcalinidade e DQO. (A) *T. domingensis* no mês de novembro e (B) *P. parviflora* no mês de março.

Em termos de eficiência de remoção de DQO, verificou-se que os sistemas com *P. parviflora* obtiveram remoções de 39% a 74%, com o menor percentual no mês de junho e maior no mês de novembro. Enquanto *T. domingensis* apresentou eficiência entre 38% e 70%, sendo a menor encontrada nos meses frios, e a maior em novembro. Os valores de remoção de DQO obtidos em estudo com *Typha* sp. foram compatíveis aos encontrados por Hussar (2001), 31,87% e 51,33%, porém inferiores aos relatados por Campos et al. (2002), Tobias (2002) e Valentim e Roston (2006), com valores superiores a 90%, média de 89,11% e 79%, respectivamente. Santos et al. (2012) em monitoramento *P. parviflora* no tratamento de esgoto bruto e esgoto proveniente de reator UASB obtiveram valores de remoção superiores a 80% a uma temperatura média dos sistemas de 20,5°C. Locastro et al. (2012a) e Watanabe (2012) também encontram eficiências próximas a 80% utilizando a mesma espécie de macrófita aquática com temperatura média dos efluentes de 23°C e 22,6°C, respectivamente.

Os resultados de sólidos suspensos totais (SST) e voláteis (SSV) foram bem satisfatórios, obtendo-se, nos dois sistemas, valores de eficiência acima de 80%, com exceção aos SST no mês de julho (Tabela 4).

O bom desempenho está relacionado a processos físicos, que retêm desde colóides a partículas milimétricas contidas no efluente. A planta contribui nestes processos com o desenvolvimento do sistema radicular que amplia o tempo de filtração (TONINATO, 2005).

Tabela 4 - Dados referentes aos valores de SST e SSV obtidos nas análises dos meses de estudo para o sistema de *T. domingensis* e *P. parviflora*. Sendo (Af) afluente, (Ef) efluente e (Efic) eficiência.

Espécie	Mês	SST (mg/L)	Af	SST (mg/L)	Ef	Efic (%)	SSV (mg/L)	Af	SSV (mg/L)	Ef	Efic (%)
<i>T. domingensis</i>	Julho	273,3		123,3		55	215,0		36,7		83
	Junho	280,0		42,2		85	226,7		26,1		88
	Novembro	341,7		52,8		85	296,7		24,4		92
	Março	293,3		48,9		83	255,0		14,4		94
<i>P. parviflora</i>	Julho	273,3		85,6		69	215,0		42,8		80
	Junho	280,0		26,7		90	226,7		8,9		96
	Novembro	341,7		27,2		92	296,7		10,0		97
	Marco	293,3		33,9		88	255,0		22,8		91

A diminuição de SSVs está relacionada a ação de microrganismos que degradam a matéria orgânica, tornando-a solúvel, ou seja, trata-se de processo biológico, o qual a temperatura do ambiente apresenta-se como um fator limitante. Fato observado pelos menores valores de eficiência encontrados nos meses mais frios, com destaque no mês de julho.

Mesmo após decorrer 48 horas, foi possível observar a presença de SSV no efluente. Essa parcela de material orgânico encontrada pode estar associada a desprendimentos de material vegetal ou mesmo, referente aos microrganismos, mortos e/ou vivos, presentes no meio.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos por sistemas WCs é comprovada por diversos estudiosos: MEIRA et al. (2001) utilizando *Typha* sp. em sistemas de fluxo subsuperficial no tratamento de efluente orgânico, que apresentou remoção de SST entre 57-76%. Tobias (2002) e Hussar (2001) utilizaram o mesmo

perfil de sistema, porém para o pós-tratamento de efluente de suinocultura, obtiveram grande variabilidade na redução de SST, em média 81,77% e na faixa de 10,55% - 67,87%, respectivamente. Valentim (2003) também obteve boas eficiências na remoção de sólidos suspensos totais observados na faixa entre 40 e 81% em sistemas individuais de *Typha* sp., *Eleocharis* sp. e *Scirpus* sp. operando no pós-tratamento de efluentes domésticos.

Para Valentim e Roston (2006), essas eficiências de DQO e remoção de sólidos suspensos são motivadas principalmente pelos processos de filtração e adsorção promovidos pelo conjunto do meio suporte, plantas e biofilme, encontrados em WCs.

Estes sistemas também possuem características que promovem a transformação e retirada de compostos nitrogenados da água através de ações de microrganismos nos processos de nitrificação e desnitrificação, e assimilação pelas plantas.

Para o nitrogênio amoniacal, nos sistemas de *T. domingensis* foram obtidos valores entre 27,6 mg.L-1 a 51,7mg.L-1 (Figura 8A) e eficiência na faixa de 9% a 51%. Já nos WCs com *P. parviflora* observou-se valores de 30,2 mg.L-1 a 55,0 mg.L-1 (Figura 8B) com eficiências de remoção variando de 3% a 46%.

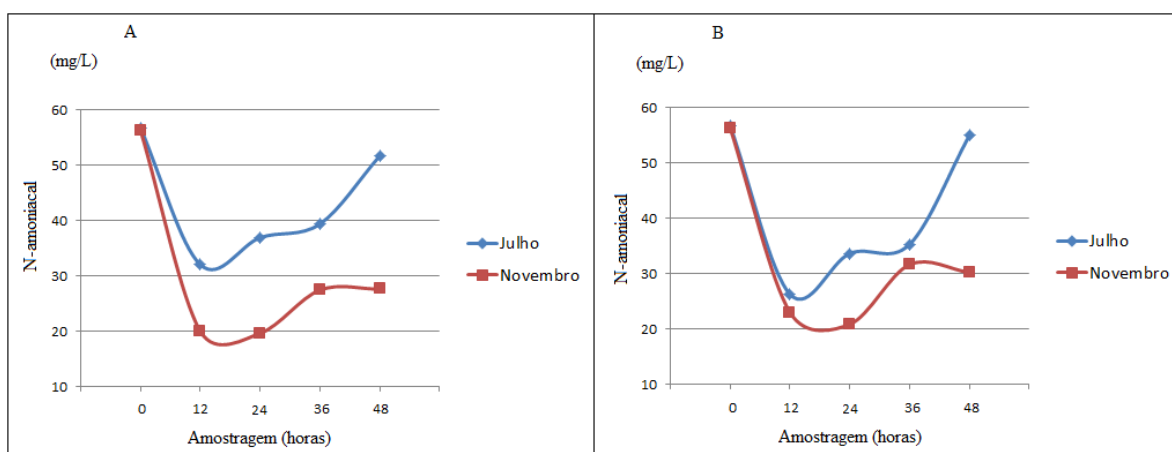


Figura 8 - Valores de nitrogênio amoniacal dos meses julho e novembro. (A) *T. domingensis* e (B) *P. parviflora*.

Nos dois tipos de sistemas, as maiores concentrações encontradas na saída do sistema referem-se as de menores eficiências obtidas, sendo constatadas no mês de julho, novamente associadas as baixas temperaturas (13-18°C) que desaceleram o metabolismo dos microrganismos nos processos de nitrificação. Enquanto que a maior eficiência foi encontrada no mês de novembro (mês quente).

Mesmo havendo redução nos valores de nitrogênio amoniacal, os resultados obtidos na saída de todos os sistemas analisados ainda foram superiores ao limite de 20mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011.

De acordo com Cooper et al. (1996), a redução de nitrogênio amoniacal está ligada principalmente a dois fatores: processo de assimilação pelo conjunto de microrganismos e macrófitas aquáticas no sistema, e a nitrificação pela possível transferência de oxigênio através do aerênquima nas raízes das plantas.

Quege et al. (2012), em estudos com tratamento esgoto sanitário com bambu apresentaram eficiência satisfatória de 85% de remoção de nitrogênio amoniacal. Enquanto, Valentim (1999), apresentou uma variação de 35 a 87% de remoção em sistema com *Eleocharis* sp. utilizado no pós tratamento de esgoto em tanque séptico modificado. Locastro et al. (2012b) obteve uma eficiência de 57% em sistema composto por tanque séptico seguido por WC de cultivo misto no tratamento de efluentes sanitários.

É possível verificar tanto nos sistemas com *T. domingensis*, quanto com *P. parviflora* que nos meses frios o afluente apresentou maior quantidade de nitrito que nos meses mais quentes (Figura 9). Sendo observada sua redução logo após a entrada no sistema.

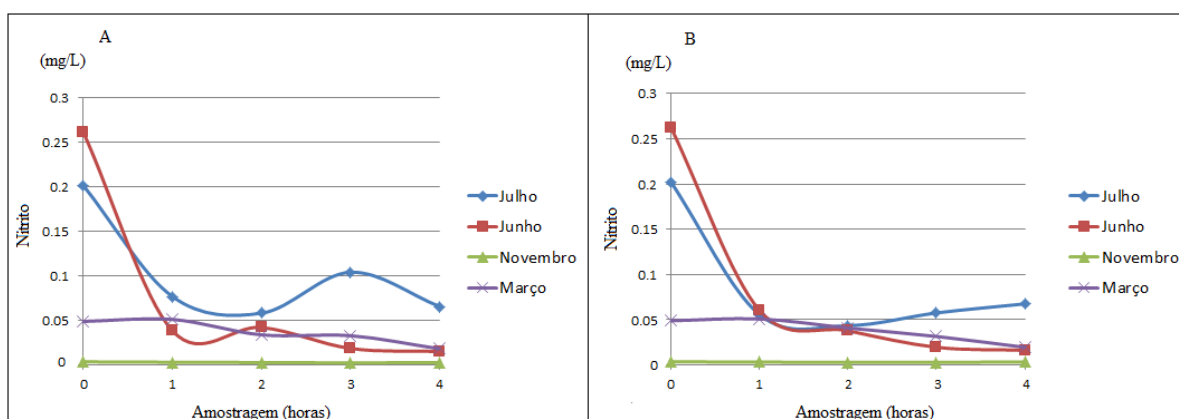


Figura 9 - Gráficos dos valores de nitrato obtidos nos meses de estudo. (A) *T. domingensis* e (B) *P. parviflora*.

Os valores após 48 horas ficaram próximos a 0 mg.L⁻¹, possivelmente pela instabilidade deste íon, que é rapidamente convertido a nitrato (UNITED..., 1993), atendendo aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA n°357/2005 (<1,0 mg.L⁻¹).

Nos meses de inverno a eficiência na remoção de nitrato foi acima de 71% para *T. domingensis* e 76% para *P. parviflora* (Tabela 5). No mês de novembro, as duas espécies apresentaram eficiência próximas a 96% de remoção. Além da questão da temperatura, a redução deste nutriente pode estar relacionada aos processos de desnitrificação em ambiente anóxico, bem como, sua assimilação pelas plantas.

Tabela 5 - Dados de nitrato obtidos nas análises dos meses de estudo para o sistema de *T. domingensis* e *P. parviflora*. Sendo (Af) afluente, (Ef) efluente.

Espécies	Mês	Af (mg/L)	Ef (mg/L)	Eficiência (%)
<i>T. domingensis</i>	Julho	0,79	0,23	71
	Junho	0,66	0,18	73
	Novembro	3,25	0,11	97
	Março	0,34	0,79	-132
<i>P. parviflora</i>	Julho	0,79	0,07	91
	Junho	0,66	0,16	76
	Novembro	3,25	0,14	96
	Março	0,34	0,75	-121

Entretanto, no mês de março, houve um aumento na concentração de nitrato, possivelmente refere-se ao intenso processo biológico de nitrificação dos compostos nitrogenados intensificados pelo aumento da temperatura, ou seja, é possível que a taxa de conversão de nitrogênio amoniacal à nitrato apresentou-se maior que a taxa de assimilação do mesmo pelas plantas.

Todos os valores de nitrato se apresentaram abaixo de 10 mg.L⁻¹, padrão estabelecido pela Resolução CONAMA n°357/2005.

Locastro et al. (2012b) observou eficiência de remoção de 47% e 52% em cultivo misto, enquanto Toninato (2005), observou variações de remoção de 7% a 39%, e em alguns meses com elevação da quantidade de nitrato, de 1% a 4%. Verificando que os resultados obtidos neste estudo apresentaram-se com boas eficiências. O comportamento dos WCs em relação a remoção/retenção de fósforo total se demonstrou eficiente com remoções acima de 68% em ambas espécies, sendo as maiores reduções ocorridas no mês de novembro nos dois sistemas. Dentre as formas potenciais de remoção de fósforo em sistemas naturais incluem o consumo pelas plantas entre outros processos biológicos, adsorção e precipitação (VALENTIM et al., 1999).

Lima (2011) utilizando WCs para o tratamento de águas residuárias que recebem também resíduos do processamento de fezes animais em biodigestores obteve remoção de 84,7 %. Valentim et al. (1999), Toninato (2005) e Locastro et al. (2012b), em tratamento de efluentes domésticos verificaram remoções de 41-65%, 9-31% e 22-35%, respectivamente. Santos et al. (2012) em pós-tratamento com reator UASB observou remoções de 66% e 98% e em tratamento de efluente doméstico bruto, valores de 43% e 97%.

Entretanto, mesmo com boas reduções, não foi possível atender aos padrões de lançamento da Resolução CONAMA n° 357/2005 (0,075 mg.L⁻¹ para rios de classe 3 e fluxo intermediário), com valores de fósforo do efluente variando de 0,6 mg.L⁻¹ a 7 mg.L⁻¹ nos cultivos de *T. domingensis* de 0,4 mg.L⁻¹ a 6 mg.L⁻¹ nos de *P. parviflora*.

Foi possível verificar que as concentrações de fósforo apresentaram grandes reduções nas primeiras 12 horas (Figura 10). No entanto deve-se ressaltar que não ocorreu o esgotamento deste no sistema. Isto se explica pelo equilíbrio dinâmico que observasse em condições naturais de sistemas brejosos, pois macrófitas aquáticas são conhecidas por funcionarem como sistemas de bombeamento de fósforo (ESTEVES, 1998). Essas plantas absorvem grandes quantidades de fósforo, mas o consumo deste em seu metabolismo faz com que também libere no sistema grandes quantidades.

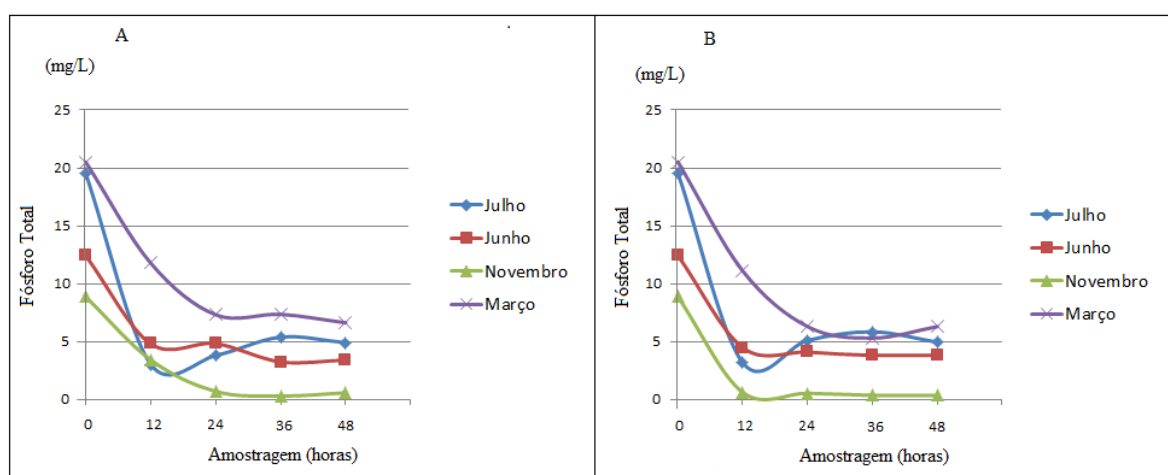


Figura 10 - Comportamento de remoção de fósforo nos meses de estudo. (A) *T. domingensis* e (B) *P. parviflora*.

Outro parâmetro de grande relevância em estudos de tratamento de efluentes domésticos refere-se a detecção e quantificação de coliformes. Pois esses microrganismos apresentam-se em grande número apenas em dejetos humanos ou de animais de sangue quente, sendo ótimos indicadores de contaminação fecal (VON SPERLING, 1996a). Os NMPs de CT e *E. coli* encontrados no afluente foram acima de 8,5.10⁵ NMP.100mL⁻¹, enquanto que nos efluentes não passaram de 1,2.10³ NMP.100mL⁻¹ e 1,0.10³ NMP.100mL⁻¹, respectivamente (Tabela 8). Com exceção do mês de novembro em que o sistema de *T. domingensis* apresentou valores de 1,7.10³ NMP.100mL⁻¹ e 1,4.10³ NMP.100mL⁻¹ para CT e EC, e *P. parviflora*, 2,8.10³ NMP.100mL⁻¹ e 2,5.10³, respectivamente. Possivelmente possa ter ocorrido uma maior proliferação dessas bactérias devido ao aumento da temperatura neste mês.

Tabela 6 - Resultado de Coliformes Totais (CT) e *Escherichia coli* (EC) obtidos nas análises dos meses de estudo para o sistema de *T. domingensis* e *P. parviflora*. Sendo (Af) o afluente em ambos sistemas; (EfT) efluente e (EficT) eficiência do sistema de *T. domingensis*; (EfP) efluente e (EficP) eficiência do sistema de *P. parviflora*.

(Continua)

Parâmetro	Mês	Af (NMP/100mL)	EfT (NMP/100mL)	Efic _T (%)	EfP (NMP/100mL)	Efic _P (%)
CT	Julho	>8,5.10 ⁵	1,0.10 ³	99,9	1,2.10 ³	99,9
	Junho	>8,5.10 ⁵	1,0.10 ³	99,9	8,9.10 ²	99,9
	Novembro	>8,5.10 ⁵	1,7.10 ³	99,9	2,8.10 ³	99,9
	Março	>8,5.10 ⁵	9,2.10 ²	99,9	9,7.10 ²	99,9
EC	Julho	>8,5.10 ⁵	5,3.10 ²	99,9	4,5.10 ²	99,9
	Junho	>8,5.10 ⁵	8,7.10 ²	99,9	6,7.10 ²	99,9
	Novembro	>8,5.10 ⁵	1,4.10 ³	99,9	2,5.10 ³	99,9
	Março	>8,5.10 ⁵	8,5.10 ²	99,9	9,0.10 ²	99,9

Mesmo com eficiências de remoção acima de 99%, os valores obtidos, principalmente referentes ao mês de novembro, apresentaram-se maiores que os desejados para utilização de uso primário. Portanto o efluente enquadrar-se para lançamento em rios de classe 3 da Resolução CONAMA ° 357/2005, que limita em 4000 coliformes termotolerantes por 100mL para águas não destinadas ao consumo humano e animais, bem como, contato secundário. Boas eficiências também foram relatadas por outros autores como Toninato (2005) com remoção de CT variando de 72-99,86% e EC 69-99,98%; Valentim et al. (1999) utilizando *Eleocharis* sp. apresentou remoção de 59-96% para CT e Mello (2013) com o uso de *P. parviflora* relatou redução de 95% de EC. Entretanto os efluentes obtidos por esses autores apresentaram valores próximos ou bem acima dos obtidos por este estudo.

CONCLUSÃO

O estudo demonstrou que as espécies *T. domingensis* e *P. parviflora* apresentam comportamento semelhantes em termos de eficiência de tratamento de esgoto doméstico. Porém a temperatura se demonstrou um fator determinante nos processos de tratamento apresentando, em sua maioria, maiores eficiências nos meses mais quentes e os menores nos meses mais frios, com destaque no mês de julho. As eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes foram bem significativas. *P. parviflora* obteve remoções de 39% a 74% de DQO, enquanto *T. domingensis* apresentou eficiência entre 38% e 70%. Para o nitrogênio amoniacal, nos sistemas de *T. domingensis* obtiveram eficiências na faixa de 9% a 51% e *P. parviflora* de 3% a 46%, porém não satisfazendo o limite de 20mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA n° 430/2011. Com relação ao nitrato, foram encontrados valores de eficiência acima de 71% para *T. domingensis* e 76% para *P. parviflora* nos meses mais frios e 96% no mês de novembro para as duas espécies. Todos os valores foram abaixo de 10 mg.L-1, limite estabelecido pela Resolução CONAMA n°357/2005. Os valores de fósforo total do efluente variaram entre de 0,4 mg.L-1 a 7 mg.L-1 nos cultivos de *T. domingensis* e *P. parviflora*, com eficiências acima de 68%, porém não atendendo aos padrões da lançamento da Resolução CONAMA n° 357/2005. Em termos de coliformes totais e termotolerantes, os tratamentos apresentaram ótimas eficiências, acima de 99%, com enquadramento de lançamento em rios de classe 3 da Resolução CONAMA n° 357/2005 (4000 coliformes termotolerantes por 100mL) para águas destinadas para uso não nobre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ARIAS, Carlos A.; DEL BUBBA, Massimo; BRIX, Hans. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v.35. London: IWA Publishing, 2001.
2. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgotos sanitários. Rio de Janeiro, 1986a.
3. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro, 1986b.
4. BRIX, Hans. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35. London: IWA Publishing, 1997.
5. BRIX, Hans. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. **Constructed Wetlands for Quality Improvement**. Moshiri, G. A. (ed.). CRC Press, Boca Raton, Flórida, 1993.
6. CAMPOS, Juacyara C.; FERREIRA, João A.; MANNARINO, Camille F.; SILVA, Helton R.; BORBA, Silvia M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais...** Vitória/ES: ABES, 2002.
7. CHERNICHARO, Carlos A.L. Pós-tratamento de Efluentes de reatores anaeróbios. **Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo**. Belo Horizonte: SEGRAC, 2001. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/coletanea2/coletanea2_indice.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2012.
8. COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Águas superficiais**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-de-Qualidade-das-%C3%81guas#solidos>>. Acesso em: 14 out. 2012.
9. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes para o seu enquadramento. Brasília, 2005.
10. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011.
11. COOPER, Paul F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRc plc, 1996.
12. COSTA, Sylvia M.S.P. **Tecnologia anaeróbia e aeróbia simultânea aplicada ao tratamento de efluentes industriais**. 2000. 86f. Dissertação (Mestrado em Nutrição) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.
13. CUNNINGHAM, Scott. D.; ANDERSON, Todd. A.; SCHWAB, Paul.; HSU, Francis. C.. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. **Advances in Agronomy**. San Diego, v. 56, 1996.
14. DACACH, Nelson G. **Tratamento primário de esgoto**. Rio de Janeiro: EDC, 1991.
15. DAVIS, Luise A. **Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region**. Washington: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 1995. Disponível em: <<http://permanent.access.gpo.gov/websites/epagov/www.epa.gov/OWOW/wetlands/pdf/hand.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2012.
16. ELIAS, João M. **Análise da eficiência global do sistema de wetlands construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 211f. Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Paulista, Rio Claro, 2003.
17. ESTEVES, Francisco A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
18. FLORA DE SANTA CATARINA. **Typha domingensis (Taboa)**. Disponível em: <<https://sites.google.com/site/biodiversidadecatarinense/plantae/magnoliophyta/typhaceae/typha-domingensis>>. Acesso em: 23 jul. 2013.
19. GOPAL, Brij. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Water Science and Technology**, v.40. London: IWA Publishing, 1999.
20. GSCHLÖBL, T., STEINMANN, C., SCHLEYPEN, P.; MELZER, A. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. **Water Research**, v.32. London: IWA Publishing, 1998.

21. HILL, Vicent R.; SOBSEY, Mark D. Pathogens reductions in constructed wetlands treating swine wastewater. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 7., 2000, Florida. **Anais...** Florida: University of Florida/IWA, 2000.
22. HUSSAR, Gilberto J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura**. 2001. 118f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.
23. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 19 mai. 2012.
24. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estação: Campo Mourão – PR**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais>>. Acesso em: 20 jun. 2013.
25. INSTITUTO TRATA BRASIL; FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **Benefícios econômicos da expansão do saneamento brasileiro**. 2010.
26. IRGANG, Bruno E.; PEDRALLI, Gilberto; WAECHTER, Jorge L. **Macrófitas aquáticos da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil**. v.6. Porto Alegre: Roessleria, 1984.
27. JORDÃO, Eduardo P.; PESSOA, Constantino A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.
28. KADLEC, Robert H.; KNIGHT Robert. L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.
29. KADLEC, Robert. H. Overview: surface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v.32. London: IWA Publishing, 1995.
30. KADLEC, Robert. H., BURGOON, P. S.; HENDERSON, M. E. Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. **Water Science and Technology**, v.35. London: IWA Publishing, 1997.
31. KADLEC, Robert H.; KNIGHT, Robert L.; VYMAZAL, Jan; BRIK, Hans; COOPER, Paul F.; HABERL, Raimund. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design, and operation. **Scientific and Technical Report**. London: IWA Publishing, 2000.
32. KHATIWADA, Nawa R.; POLPRASERT, Chongrak. Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.40. London: IWA Publishing, 1999.
33. LAMEGO, Fabiane. P.; VIDAL, Ribas. A. Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição? Pesticidas: **Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v.17. Curitiba, 2007.
34. LIMA, Fernanda T de. **Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais**. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, São Paulo, 2011.
35. LIN, Ying F.; JING, Shuh R.; LEE, Der Y.; CHANG, Yih F.; CHEN, Yi M.; SHIH, Kai C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v. 134, abr. 2005. Disponível em: <<http://www.deepdyve.com/lp/elsevier/performance-of-a-constructed-wetland-treating-intensive-shrimp-CQjV0dYRU4/1>>. Acesso em: 10 nov. 2012.
36. LOCASTRO, João K.; LIMA, Sônia B.; SOUZA, Débora C.; SOLAREWICZ, Amanda. Tratamento dos esgotos sanitários gerados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná campus Campo Mourão por leitos cultivados. In: III SIMPÓSIO AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ, 3., 2012, Campo Mourão. **Anais...** Campo Mourão: UTFPR, 2012a.
37. LOCASTRO, João K.; TANAKA, Juliana T.; LIMA, Sônia B. de; SOUZA, Débora, C. de; CARVALHO, Karina Q. de. Monitoramento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário por leitos cultivados mistos. In: SEMINÁRIO DE EXTENSÃO E INOVAÇÃO DA UTFPR – SEI, 2., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UTFPR, 2012b.
38. MARTINS, Ana. P. L. Capacidade do Polygonum hydropiperoides e Typha domingensis na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na região da bacia do Iraí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V.11. Curitiba, 2008.
39. MAZZOLA, Marcelo. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 98f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
40. MEIRA, Celeide. M. B. S.; CEBALLOS, Beatriz S. O.; OLIVEIRA, Hosineide; SOUZA, José T.; KÖNIG, Annemarie. “Despoluição de águas superficiais contaminadas com esgotos domésticos usando

- wetlands construídos.” In: Workshop sobre Biodegradação, 2., 2001, Jaguariúna. **Anais...** Jaguariúna/SP: Embrapa Meio Ambiente, 2001.
41. MELLO, Débora de. **Comparativo da eficiência de tratamento de esgoto sanitário bruto e pós- reator uasb, em sistema piloto de wetland construído com *Pontederia parviflora* Alexander.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2013.
 42. METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse.** 3. ed. Singapore: McGraw-Hill, Inc. International Edition, 1991.
 43. NETO, Cícero O. A. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira.** Rio de Janeiro/RJ: ABES, 1997.
 44. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE - OMS. **Caderno Água e Saúde.** OPAS/OMS, 1998.
 45. PEDRALLI, Gilberto; MEYER, Sylvia T. **Levantamento da vegetação aquática (“macrofitas”) das florestas de galeria na área da Usina hidrelétrica Nova Ponte, Minas Gerais.** Bios 4. Belo Horizonte : PUC Minas, Departamento de Ciências Biológicas, 1996.
 46. PEDRON, Luciano; BAUERMANN, Soraia G.; NEVES, Paulo C. P. **Polinose.** Pesquisas, Botânica nº 49. São Leopoldo/RS: Instituto Anchieta de Pesquisas, 1999.
 47. PHILIPPI, Luiz S.; SEZERINO, Pablo H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados em macrófitas.** Florianópolis, 2004.
 48. PIMENTEL, Luciana. **Desenvolvimento de Macrófitas Aquáticas em Ambientes Cultivados com Efluente de Aterro Sanitário.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Curso Superior Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2006.
 49. PLATZER, Christoph, HOFFMANN, Heike, CARDIA, Wesley. O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: PROCEEDINGS OF THE INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION: FOOD AND WATER SECURITY FOR LATIN AMERICA. **Anais...** Fortaleza, Brazil, 2007.
 50. PLATZER, Christoph; MAUCH, Klaus. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? **Water Science and Technology**, v.35. London: IWA Publishing, 1997.
 51. POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrofitas aquáticas. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis.** v.12, n.3. Rio de Janeiro: UFRJ, 2008.
 52. POTT, Vali J.; POTT, Arnildo. **Plantas aquáticas do Pantanal.** Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa, Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000.
 53. QUEGE, Karina E.; ALMEIDA, Rogério de A. A.; UCKER, Fernando E. Utilização de plantas de bambu no tratamento de esgoto sanitário pelo sistema de alagados construídos. **REGET/UFSM**, v.10. Santa Maria: UFSM, 2013.
 54. RAMOS, Marcos R.; SOUZA, Débora C.; LIMA, Sônia B.; FRANCO, Janaina de M.; BASSANI, Fabiane B.; BOLZANI, Hugo R.; BELLONI, Diego F.; TAVARES, Célia R. G.; LAUTENSCHLAGER, Sandro R. Remoção da carga orgânica de água residuária de lavanderia têxtil utilizando *Pontederia parviflora* Alexander. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1. 2009, São Paulo. **Anais...** São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://aguassubterraneas.emnuvens.com.br/asubterraneas/article/view/21957>>. Acesso em: 23 jul. 2013.
 55. RICE, Eugeni.W.; BAIRD, Rodger B.; EATON, Andrew. D; CLESCERI, Lenore. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 22. ed.
 56. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, 2012.
 57. ROUSSEAU, Diederik P. L., LESAGE, Els, STORY, Anke; VANROLLEGHEM, Peter A., PAUW, de Niels. Constructed wetlands for water reclamation. **Desalination**, v.218, 2008.
 58. SALATI FILHO, Eneas; MARCONDES, Daniel S.; SALATI, Eneida; ELIAS, João M.; NOGUEIRA, Sandra F. Assessment of the efficiency of constructed wetlands system – pilot plant – for tertiary treatment. In: International Conference on Wetlands System for Water Pollution Control, 7., 2000, Lake Buena Vista. **Anais...** Lake Buena Vista/FL: University of Florida/ IWA, 2000.
 59. SALATI JR., Eneas; SALATI, Eneida; SALATI, Eneas. Wetland projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v.40. London: IWA Publishing, 1999.
 60. SANTOS, Vanessa L.; LIMA, Sônia B.; SOUZA, Débora C.; CARVALHO, Karina Q. Avaliação da macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander no tratamento de esgotos domésticos. In:

- SEMINÁRIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA E TECNOLÓGICA DA UTFPR, 17., 2012, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UTFPR, 2012.
61. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2011**. BRASÍLIA: MCIDADES. SNSA, 2013.
 62. SEZERINO, Pablo H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
 63. SEZERINO, Pablo H; PHILIPPI, Luiz S. Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo – planta. In: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS. Gestión ambiental en el siglo, 21., 1998, Lima. **Anais...** Lima: APIS, 1998.
 64. SILVA, Selma Cristina da. **"Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 231 f. 2007. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.
 65. SOUZA, Débora C.; RIBEIRO, Rosana; LIMA, Sônia B.; CARVALHO, Karina Q.; SILVA, Jilvan R. Tolerância e hiperacumulação de cobre em *Pontederia parviflora* Alexander. **Ciência & Tecnologia**, v. especial. Rio Claro/SP: OLAM, 2009.
 66. SOUZA, José T.; VAN HAANDEL, Adrianus C.; GUIMARÃES, Adriana V.A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa/PB: ABES, 2001.
 67. TANNER, Chris C.; KADLEC, Robert. H.; GIBBS, Max M.; SUKIAS, James P.S.; NGUYEN, M. Long. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence of wastewater characteristics. **Ecological Engineering**, v.18, 2002.
 68. TARDIVO, Rosângela C.; BACH, Adriane; MORO, Rosemeri S. Macrófitas aquáticas da represa de alagados. **Patrimônio Natural dos Campos Gerais do Paraná**. Ponta Grossa: Ed. UEPG, 2007.
 69. TOBIAS, Antonio C. T. **Tratamento de resíduos da suinocultura: uso de reatores anaeróbios sequenciais seguido de leitos cultivados**. 2002. 125f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
 70. TONINATO, João V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil**. 2005. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Rio de Janeiro, 2005.
 71. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Nitrogen control manual**. EPA/625/R-93/010, Office of Water, Washington/DC, 1993.
 72. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. Cincinnati/Ohio, 1999.
 73. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **Introduction to Phytoremediation**. Cincinnati/Ohio, 2000.
 74. VALENTIM, Marcelus A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de engenharia agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas SP, 2003.
 75. VALENTIM, Marcelus A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.
 76. VALENTIM, Marcelus A. A.; ROSTON, Denis M. Uso de leitos cultivados ("constructed wetland") no tratamento de esgotos. In: WORKSHOP DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA, 1., 2006, São Paulo. **Anais...** Centro Paula Souza, São Paulo/SP, 2006.
 77. VAN HAANDEL, Adrianus C.; LETTINGA, Gatzke. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um Manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: Epgraf, 1994.
 78. VAN HAANDELL, Adrianus C. Influência da concentração do material orgânico sobre a alcalinidade e estabilidade do pH em digestores anaeróbios. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17., 1993. Natal. **Anais...** Natal, 1993.
 79. VAN KAICK, Tamara. S. V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. 154 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – PPGTE, CEFET-PR, Curitiba, 2002.
 80. VELASQUEZ, Justiniano. **Plantas acuáticas vasculares de Venezuela**. Caracas: Universidad Central de Venezuela, 1994.

81. VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996a.
82. VON SPERLING, Marcos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: Princípios básicos do tratamento de esgoto. Belo Horizonte: UFMG, 1996b.
83. VYMAZAL, Jan; KRÖPFLOVÁ, Lenka. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Springer: Dordrecht, Netherlands, 2008. Disponível em: <<http://pt.scribd.com/doc/6888132/Wastewater-Treatment-in-Constructed-Wetlands-with-Horizontal-SubSurface-Flow>>. Acesso em: 22 jun.2013.
84. WATANABE, Aline Y. M. **Construção e avaliação da eficiência de sistema de leito cultivado no tratamento de águas cinzas**. 2012. 40 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Engenharia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012.