

Larissa Zanella

**Análise da densidade microbiana presente em colunas de areia
experimentais de fluxo vertical no tratamento de esgoto doméstico**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Curso de Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Santa Catarina,
como requisito para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Carlos José de Carvalho Pinto
Co-orientadora: Catiane Pelissari

Florianópolis
2013

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Zanella, Larissa
Análise da densidade microbiana presente em colunas de
areia experimentais de fluxo vertical no tratamento de
esgoto doméstico / Larissa Zanella ; orientador, Carlos
José de Carvalho Pinto ; co-orientador, Catiane
Pelissari. - Florianópolis, SC, 2013.
44 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências
Biológicas. Graduação em Ciências Biológicas.

Inclui referências

1. Ciências Biológicas. 2. tratamento de esgotos. 3.
microbiologia em wetlands. I. Pinto, Carlos José de
Carvalho. II. Pelissari, Catiane. III. Universidade
Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciências Biológicas.
IV. Título.

Larissa Zanella

Análise da densidade microbiana presente em colunas de areia experimentais de fluxo vertical no tratamento de esgoto doméstico

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de “Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas” e aprovado em sua forma final pelo Programa Curso de Ciências Biológicas.

Prof.^a Dr.^a Maria Risoleta Freire Marques

Coordenadora do Curso de Ciências Biológicas

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos José de Carvalho Pinto
Presidente

Daniele Damasceno
Membro titular

Prof. Gabriela Muller
Membro titular

Victória Monteiro
Suplente

Resumo

A qualidade da água e seu tratamento é um das maiores preocupações sanitário-ambiental da atualidade. Os sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias vêm apresentando deficiências principalmente relacionadas aos custos de implantação e manutenção e dificuldades de abranger toda a população brasileira. Diante disso, novas perspectivas para tratamentos alternativos de águas residuárias foram criados como filtros plantados com macrófitas e leitos cultivados. São bem documentados os processos físico-químicos que envolvem o tratamento de efluentes nesses sistemas alternativos, porém, apesar da grande parte da remoção de poluentes ser proporcionada primariamente pela atividade microbiológica, existem poucos estudos nessa área. O presente estudo tem como objetivo analisar o desenvolvimento da população microbiana em dois estratos (superfície e fundo) presentes em colunas de areia de fluxo vertical em escala experimental durante 5 meses de operação. Analisou-se também as taxas de remoção dos poluentes. Foram construídas 10 colunas preenchidas com areia, mimetizando *wetlands* construídos de escoamento vertical. As colunas demonstraram eficiências médias de 64% para DQO, de 66% para o nitrogênio amoniacal e de 88% para ortofosfato. Foram quantificados 65% da densidade microbiana na superfície e 35% no fundo. Notou-se maiores proporções de densidade bacteriana aeróbicas na superfície em relação ao fundo. O processo de nitrificação foi responsável pela remoção de 51% do nitrogênio amoniacal no sistema.

Abstract

Water quality and its treatment is a major health and environmental concerns. Conventional systems for wastewater treatment are presenting some deficiencies mainly related to the implementation and maintenance costs and difficulties of covering the entire Brazilian population. Therefore, new perspectives for alternative treatments of wastewater were created as constructed wetlands. Physicochemical processes are well documented in wastewater treatment in those systems, however, despite of the majority of pollutant removal be provided primarily by microbial activity, there are few studies in this area. The present study aims to analyze the development of the microbial population into two strata (surface and bottom) present in sand columns of vertical flow experimental scale for 5 months of operation. Also it was analyzed the removal rate of the pollutants. 10 columns filled with sand were constructed, mimicking the vertical flow constructed wetlands. The columns showed average efficiencies of 64 % for COD, 66% for ammonia nitrogen and 88 % for orthophosphate. It was found 65% of the microbial density on the surface and 35% on the bottom. It was noted higher proportions of aerobic bacterial density on the surface relative to the background. The nitrification process was responsible for 51 % of ammonia nitrogen removal in the system.

Sumário

1. Introdução	7
2. Objetivos	9
2.1. <i>Objetivos específicos</i>	9
3. Referencial Teórico	10
3.1. Tratamento de efluentes	10
3.2. Tratamentos de água Alternativos	11
3.2.1. <i>Wetlands naturais e construídos</i>	11
3.3. Classificação dos wetlands construídos	12
3.3.1. <i>Sistema de escoamento subsuperficial</i>	13
4. Componentes dos filtros plantados com macrófitas	15
4.1. <i>Material filtrante</i>	16
4.2. <i>Macrófitas</i>	17
4.3. <i>Microrganismos</i>	18
4.4. Processos de remoção de nutrientes	20
4.4.1. Remoção da matéria orgânica	20
4.4.2. Remoção biológica de nitrogênio	21
4.4.2.1. <i>Nitrificação</i>	21
4.4.2.2. <i>Desnitrificação</i>	22
5. Metodologia	23
5.1. <i>Instalação e monitoramento do experimento</i>	23
5.2. <i>Parâmetros físico-químicos da entrada e saída</i>	25
5.3. <i>Parâmetros microbiológicos do material filtrante</i>	26
5.4. <i>Análise estatística</i>	27
6. Resultados e discussão	29
6.1. <i>Caracterização do afluente</i>	29
6.2. <i>Parâmetros físico-químicos de saída</i>	30
6.3. <i>microbiológicos do material filtrante</i>	35
7. Conclusão	41
8. Referências	42

Lista de Figuras

Figura 1: Esquema de um <i>wetland</i> natural (Adaptado de Hammer,1989).....	11
Figura 2: Classificação dos <i>wetlands</i> construídos. Adaptado (VYMAZAL, 2010).....	13
Figura 4: Elementos básicos de um <i>wetland</i> de escoamento subsuperficial. Fonte: Kadlec, Wallace, 2009.....	14
Figura 5: Perfil esquemático das colunas de areia experimentais.....	23
Figura 6: Curva granulométrica da areia utilizada.....	24
Figura 7: Colunas de areia de fluxo vertical escala experimental.....	24
Figura 7: Comparação das concentrações médias de nitrogênio amoniacal e nitrato na saída das colunas de areia.....	32
Figura 8: Concentrações médias de DQO na entrada e saída das colunas de areia.....	32
Figura 9: Valores de alcalinidade e pH na saída das colunas de areia.....	33
Figura 10: Concentrações médias de fósforo ortofosfato na entrada e saída das colunas de areia.....	34
Figura 11: Comparação entre as densidades bacterianas totais na superfície e fundo das colunas de areia.....	36
Figura 12: Comparação entre as densidades das bactérias aeróbias e anaeróbias na superfície e no fundo das colunas de areia.....	37
Figura 13: Densidades das bactérias aeróbias e anaeróbias nas amostras da superfície das colunas de areia.....	37
Figura 14: Densidades das bactérias nas amostras da superfície e fundo das colunas de areia em relação os valores quinzenais de entrada de DQO.....	38
Figura 15: Concentrações de sólidos totais voláteis no material internos das colunas de areia.....	39
Figura 16: Densidade total das bactérias aeróbias e valores médios de nitrato nas coluas de areia.....	39

1. Introdução

De acordo com a Lei 9433 de 1997, que institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos (BRASIL, 1997), o estado deve “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequada aos respectivos usos”. Entretanto, apenas 55,4% dos 57,3 milhões de domicílios estavam ligados à rede geral de esgoto, sendo que o restante da população se utiliza de outros meios para tratamento dos seus resíduos (11,6% utilizam fossa séptica) ou não promove nenhum tipo tratamento (IBGE, 2011).

O tratamento convencional de águas residuárias é caracterizado por grandes estações de tratamento centralizadas, com utilização de coletores públicos, extensas redes e alto custo de implantação e manutenção (SEZERINO, PHILLIPI, 1998). Percebe-se uma carência nos serviços do sistema tradicional de tratamento, entretanto, ao mesmo tempo surgem potencialidades para desenvolvimento de tecnologias e sistemas de tratamentos alternativos a serem testados (PHILLIPI, SEZERINO, 2004).

Essas novas potencialidades refletem-se nas novas tendências adotadas pelo país a partir da aplicação da Política Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 1995), que determina a descentralização e a municipalização do saneamento básico. Sistemas de tratamento naturais de efluentes como filtros plantados com macrófitas, lodo ativado, leitos cultivados, jardins filtrantes vêm ganhando espaço no cenário atual do saneamento básico do país. Essas estações de tratamento biológicas são comumente usadas para tratar águas residuárias de esgoto doméstica e/ou industrial de um município (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os *wetlands* construídos, também conhecidos como filtros plantados, são sistemas de tratamento que possuem vantagens como redução na matéria carbonácea, reuso da água, aproveitamento de biomassa das macrófitas, criação de ambientes paisagísticos (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os sistemas de tratamento alternativos utilizam-se de processos naturais como depuração da água, sedimentação, filtração e processos biológicos de remoção de poluentes para tratar águas residuárias em condições controladas. Embora a remoção de poluentes por processos físicos como volatilização, sedimentação e filtração seja bem documentada, a grande parte da remoção é proporcionada primariamente pela atividade microbiana (MAIER et al., 2009; PUIGAGUT et al., 2012).

A atividade purificadora dos *wetlands* construídos é baseada na ação combinada entre a microbiota e o material filtrante, podendo ser complementada pela vegetação (TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009). Por exemplo, a comunidade microbiana dos *wetlands* está intimamente relacionada com a remoção de nitrogênio, fósforo e sulfato (FAULWETTER et al., 2009; TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009).

O estudo da microbiologia de *wetlands* construídos pode fornecer diversos mecanismos de diagnóstico para efetividade desses sistemas, considerando que os principais mecanismos de depuração são realizados por microrganismos.

O presente estudo pretende analisar o desenvolvimento da comunidade microbiológica em colunas de areia de fluxo vertical descendente em escala experimental durante 5 meses de operação e a remoção dos poluentes em relação ao desenvolvimento da densidade microbiana nas colunas.

2. Objetivos

Analisar o desenvolvimento da microbiota em colunas de areia de fluxo vertical durante 5 meses de operação.

2.1. Objetivos específicos

Avaliar a qualidade final do efluente tratado e a eficiência das colunas de areia em relação aos parâmetros físico-químicos;

Avaliar a densidade da população microbiana presente nas colunas de areia em relação à distribuição volumétrica e temporal;

Correlacionar o desenvolvimento da população microbiana com a eficiência de tratamento das colunas de areia;

3. Referencial Teórico

3.1. Tratamento de efluentes

Da água disponível na Terra, somente aproximadamente 4,5% pode ser utilizada mais facilmente para abastecimento público. Desta pequena fração de água doce disponível, somente 3% está disponível na forma de água superficial. Dessa forma, ressalta-se a grande relevância de se preservar e tratar os recursos hídricos (VON SPERLING, 1996). Para tal, é necessário manter a qualidade das águas em termos de características físicas, químicas, hidrológicas, microbiológicas e ecotoxicológicas.

Assim, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu na Resolução nº20 de 1986 a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional com base em certos parâmetros e indicadores de qualidade. Na resolução nº 357 de 2005, o Conselho revoga a Resolução CONAMA nº 20/86 e classifica e enquadra os corpos d'água e o Padrão de Lançamento de Efluentes e classifica as águas doces, salobras e salinas segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. Tal resolução constitui um marco na criação dos padrões de qualidades dos corpos d'água no território nacional e foi recém-atualizada pela resolução nº430 de 2011, que dispõe das condições e padrões de lançamento de efluentes.

Esta resolução proíbe lançamento de efluentes que confira características de qualidade em desacordo ao corpo receptor com as metas obrigatórias progressivas estabelecidas em razão de seu enquadramento e determina parâmetros de lançamentos de efluentes e esgotos sanitários conforme tabela 1. Entretanto, no parágrafo 1º do Artigo 21, que estabelece os padrões de emissão para esgotos sanitários, consta: "... não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total", constituindo uma contradição, logo que existem limites de nitrogênio amoniacal para lançamento de efluentes.

Tabela 1: Padrões de lançamento de esgoto sanitário e efluentes. CONAMA nº430/2011

Parâmetros	Esgoto sanitário	Efluente industrial
ph	Entre 5 e 9	Entre 5 e 9
Temperatura	< 40°	< 40°
DBO	120 mg/L	remoção mínima de 60%
NH4	-	20,0 mg/L
DQO	-	-

4. Tratamentos alternativos de águas residuárias

4.1. *Wetlands* naturais e construídos

Wetlands são ecossistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos, que consistem de áreas alagáveis onde inúmeros agentes (plantas, solo, microrganismos) recebem, detêm e reciclam nutrientes, conforme figura 1. Historicamente essas áreas foram chamadas de pântanos, charcos, brejos, dependendo nas condições hidráulicas, das plantas existentes e na configuração geográfica (KADLEC; WALLACE, 2009).

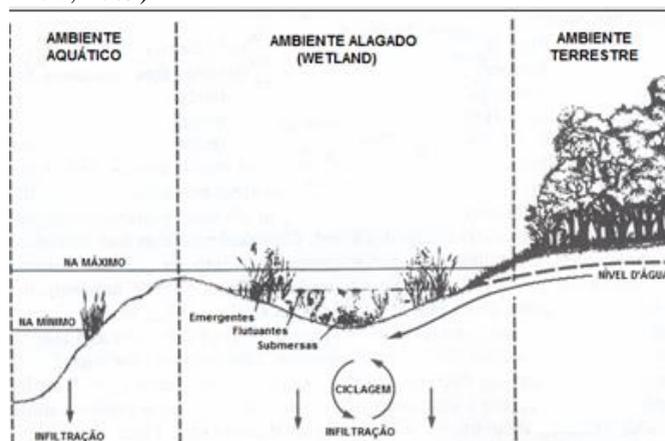


Figura 1: Esquema de um *wetland* natural (Adaptado de Hammer,1989)

Wetlands são ambientes saturados pela água durante tempo suficiente para sustentar a prevalência de espécies adaptadas à vida em tais condições (JOOSTEN, CLARKE, 2002). A disponibilidade de água é importante para a maioria de formas de produtividade biológica, devido a abundância de água nos *wetlands*, são considerados um dos ecossistemas mais produtivos do mundo. Devido as altas taxas de atividade biológica nos *wetlands*, eles podem transformar muitos poluentes comuns presentes em águas residuárias em inofensivos subprodutos ou nutrientes essenciais que podem ser usados em outras atividades biológicas (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os *wetlands* construídos são sistemas artificiais que simulam a habilidade dos *wetlands* naturais em remover poluentes da água (ANSOLA; ARROYO; SÁENZ DE MIERA, 2013). Eles são projetados e construídos para aproveitar os processos naturais que ocorrem em *wetlands* construídos, porém dentro de uma forma mais controlada (VYMAZAL, 2010). Esses sistemas de tratamento tornaram-se populares por causa da imagem ecologicamente correta e dos baixos custos operacionais.

Os mecanismos de remoção são semelhantes nos *wetlands* construídos independentemente do design: os sólidos são removidos por filtração, como também por sedimentação; demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é reduzida como compostos orgânicos, que são consumidos por microrganismos; e a amônia é microbiologicamente oxidada perto da superfície do *wetland* e o nitrato resultante pode ser removido no metabolismo anóxico no fundo do sistema. As plantas tem impacto mínimo na redução de poluentes, porém elas providenciam condições para a adesão microbiana, isolamento e sombreamento da superfície do sistema (FITCH, 2013).

4.2. Classificação dos *wetlands* construídos

Os *wetlands* construídos tem sido utilizados em todos mundo para tratar diversos tipos de águas residuárias: esgoto doméstico e municipal, efluentes provenientes de operações de gado, efluentes industriais, inclusive efluentes da agroindústrias. (VYMAZAL, 2012)

Esses sistemas para tratamento de águas residuárias podem ser classificados de acordo com a forma de vida das macrófitas dominantes e quanto a hidrologia do sistema. Quanto a forma de vida das macrófitas dominantes, pode ser dividido em sistemas com: plantas flutuantes, plantas flutuantes com folhas, plantas submersas e plantas emergentes. Quanto à hidrologia dos *wetlands*, considera-se sistemas de escoamento superficial e subsuperficial, dentro destes pode-se classificar de acordo com a direção do fluxo – vertical ou horizontal, de acordo com a Figura 2 (VYMAZAL,2010).

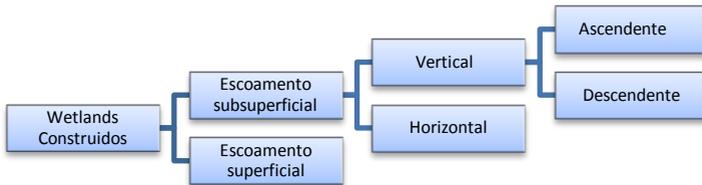


Figura 2: Classificação dos *wetlands* construídos. Adaptado (VYMAZAL, 2010)

Cada classe de *wetlands* emprega variantes de *design*, meio filtrante, plantas e padrões de fluxo, como também possuem variantes dos processos físico-químicos e biológicos diferindo em cada classe (KADLEC; WALLACE, 2009).

4.2.1. Sistema de escoamento subsuperficial

Nos sistemas de escoamento subsuperficial, também conhecidos como filtros plantados com macrófitas, o nível da água é mantido abaixo da superfície da camada filtrante (HOFFMANN; CHRISTOPH PLATZER; MUENCH, 2011). As águas residuárias nesses sistemas fluem através dos poros do meio filtrante (areia, solo, cinzas, brita), onde as plantas estão enraizadas – Figura 4.

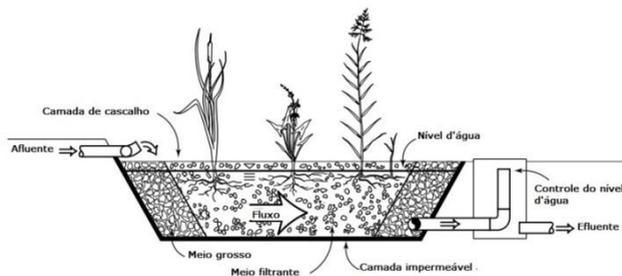


Figura 3: Elementos básicos de um *wetland* de escoamento subsuperficial.
Fonte: Kadlec, Wallace, 2009

Os processos de depuração da matéria orgânica, transformação da série nitrogenada e a retenção do fósforo, são processos físicos (filtração e sedimentação), químicos (adsorção e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas) que ocorrem no material filtrante. (PHILIPPI, SEZERINO, 2004).

A constituição do material filtrante, as plantas e os microrganismos dentro de um *wetland* escoamento subsuperficial contribuem para a efetividade da depuração dos nutrientes das águas residuárias. A areia grossa utilizada fornece superfície para o crescimento microbiano e apoia os processos de adsorção e filtração. Isso resulta em menor demanda de área e melhor desempenho de tratamento em relação aos *wetlands* de escoamento superficial (HOFFMANN; CHRISTOPH PLATZER; MUENCH, 2011).

Dentro dos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial, existem duas classes devido ao fluxo do afluente dentro do sistema, que são os de escoamento vertical e horizontal.

Nos sistemas de fluxo horizontal o efluente flui de forma constante através do meio filtrante sob a superfície do solo em um caminho mais ou menos horizontal até a zona de saída, mantendo o meio filtrante constantemente saturado. Na camada de filtração acontecem diversos processos físico-químicos e biológicos em uma rede de condições aeróbicas, anóxicas, áreas anaeróbicas e com zonas anaeróbicas restritas próximas à região das raízes (VYMAZAL, 2010).

Esse tipo de escoamento oferecem boas condições para a desnitrificação, porém a capacidade desses sistemas para nitrificar amônia pode ser baixa devido à limitação de oxigênio (VYMAZAL, 2001).

Dentro dos sistemas de fluxo vertical o efluente percola de forma intermitente e pelo material filtrante – também composto de areia, cascalho, brita, em direção vertical. A principal vantagem desse sistema é a melhora na transferência de oxigênio na camada de solo. Além da entrada de oxigênio pelas plantas e processos de difusão, o fluxo vertical intermitente de preenchimento e drenagem promove a entrada significativa de oxigênio. Essa aeração adicional permite maior taxa de nitrificação e remoção de matéria orgânica. Em contraposição, as condições anóxicas nesses sistemas são reduzidas, acarretando menor desnitrificação quando comparada com sistemas de fluxo horizontal, conforme tabela 2. Sistemas de fluxo vertical são menos efetivos na remoção de sólidos suspensos e mais suscetíveis a colmatção (BORKAR; MAHATME, 2012).

Portanto, vários tipos de *wetlands* artificiais podem ser combinados uns com os outros , a fim de explorar as vantagens específicas dos sistemas individuais (VYMAZAL, 2001)

Tabela 2 : Comparação entre *wetlands* de escoamento vertical e horizontal

	Wetlands de Escoamento Vertical	Wetlands de Escoamento Horizontal
Vantagens	-Alta nitrificação -Remoção DQO e DBO	-Alta desnitrificação -Remoção de sólidos suspensos;
Desvantagens	-Baixa desnitrificação -Baixa remoção de sólidos suspensos; -Possibilidade de colmatção	-Baixa nitrificação

5. Componentes dos filtros plantados com macrófitas

A ação purificadora dos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial consiste na ação combinada entre material filtrante e microrganismos, que pode ser complementada pelas plantas (TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009).

5.1. Material filtrante

Tradicionalmente, para a construção dos filtros plantados com macrófitas têm-se utilizado o solo comum como meio de crescimento para as macrófitas. Porém, tornou-se um problema de manutenção dos sistemas pois acarreta em escoamento superficial e curta circulação das águas residuárias, devido a baixa condutividade hidráulica desses solos (BRIX; ARIAS; DEL BUBBA, 2001). Geralmente o meio filtrante assenta-se sobre camada de cascalho, pedregulhos e seixos.

A efetividade das colunas plantados também dependem das propriedades do meio, que atua em diversos papéis significantes, como assegurar a filtração e retenção dos contaminantes e serve de meio de sustentação para os microrganismos responsáveis pela remoção dos poluentes (OSTROWSKA et al., 2013).

A areia, meio constituinte mais comum nos *wetlands*, frequentemente apresenta problemas ligados à obstrução do filtro que leva ao fluxo restrito das águas residuárias, diminuindo a distribuição dos contaminantes aos microrganismos. (ACHAK et al. 2009). Portanto, a seleção de substratos apropriados é uma peça importante no desenho de um *wetland*.

Dois parâmetros são comumente utilizados para caracterizar os grãos que integram o meio filtrante: o tamanho efetivo(d_{10}) e o coeficiente de uniformidade (C_u). A determinação desses parâmetros dá-se a partir de ensaio granulométrico (NBR 7181/1984 – Análise Granulométrica). Este ensaio resulta num gráfico de onde podem ser obtidas outras informações, como, por exemplo, os índices d_{10} , d_{60} e C_u .

O diâmetro efetivo, ou ainda d_{10} , refere-se ao diâmetro da peneira que deixa passar 10% da amostra de grãos. Enquanto o d_{60} representa o diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores. Esses parâmetros fornecem uma indicação sobre a permeabilidade das areias usadas para colunas. O coeficiente de uniformidade é a razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e 10% ($C_u = D_{60}/D_{10}$) obtidos na curva granulométrica. Desta forma, quanto menor o coeficiente, mais uniforme é o material. Consideram-se de granulometria muito uniforme os solos com $C_u < 5$ (LIBÂNIO, 2008).

É significativa a relevância dos tamanhos dos grãos nos desempenhos das colunas, tanto em relação a qualidade do efluente quanto a formação de carreiras de filtração (LIBÂNIO, 2008). Diversos estudos dedicam-se a investigar a relação entre diferentes materiais filtrantes (cinzas, calcitas, areias de diversos tamanhos) na remoção de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (ARIAS; BRIX; JOHANSEN, 2003; BRIX; ARIAS; DEL BUBBA, 2001; LAVROVA; KOUMANOVA, 2013; OSTROWSKA et al., 2013)

5.2. Macrófitas

O termo ecológico macrófitas inclui plantas vasculares, briófitas e algumas algas, que podem habitar brejos à regiões aquáticas. As macrófitas, como seres autotróficos, usam a energia solar para assimilar o carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica, subsequentemente produzindo fonte de energia para os seres heterótrofos.

Quatro grupos de macrófitas aquáticas podem ser distinguidos baseados na sua morfologia e fisiologia: plantas emergentes, plantas flutuantes, plantas submersas enraizadas e submersas livres (ESTEVES, 1998). Nos filtros plantados, as macrófitas utilizadas são as emergentes e as mais empregadas em todo o mundo são: *Phragmites australis*, *Typha* spp. e *Juncus* spp. Existem outras macrófitas muito utilizadas, como: *Acorus calamus*, *Nymphaea odorata*, *Eichornia crassipes*, *Lemna minor*, *Spirodella polyrhiza* (KADLEC; WALLACE 2009).

É bem estabelecido que a captação dos nutrientes pelas plantas é o mecanismo de remoção para somente alguns poluentes. A assimilação de nutrientes pelo tecido foliar está diretamente relacionada com a velocidade de crescimento e o ciclo de desenvolvimento das plantas (PELLISSARI; WOLFF; SEZERINO, 2013). Porém, para a maioria dos poluentes, a captação pelas plantas geralmente é de menor importância quando comparada com os processos físicos e biológicos que ocorrem nos *wetlands* (KADLEC; WALLACE 2009).

Como as plantas em *wetlands* são muito produtivas, uma considerável quantidade de nutriente pode ser assimilada na biomassa. Entretanto, se as plantas dos *wetlands* não são manejadas, a maioria dos nutrientes que foram incorporados nos tecidos das plantas retornam ao filtro pelo processo de decomposição (BRIX, 1997).

Outra vantagem da interação planta-*wetland* é a liberação de oxigênio das raízes na rizosfera, influenciando nos ciclos biogeoquímicos. A liberação de oxigênio produz condições aeróbicas no substrato anóxico e acredita-se que estimula a decomposição aeróbica da matéria orgânica e crescimento das bactérias nitrificantes (BRIX, 1997).

Entretanto, outros estudos apontam que as plantas causam pouco ou nenhum efeito na diversidade microbológica nos substratos. Embora seja documentado que ocorra a transferência de oxigênio pelas raízes, a quantidade transferida é muito pequena (KADLEC; WALLACE 2009; ZHANG et al., 2011).

As macrófitas podem desempenhar outros papéis nos *wetlands* construídos que não são diretamente relacionadas com os processos de tratamento de efluentes, como oferecer suporte para uma fauna diversificada, aves, reptéis. Assim, criar espaços paisagísticos em domicílios, parques, espaços públicos (BRIX, 1997).

Outros usos das macrófitas incluem o uso da biomassa produzida durante o tratamento de efluentes para alimentação animal e produção de energia (GONZAGA; ANTONIO; MONTEIRO, 2002).

5.3. Microrganismos

Wetlands fornecem condições ambientais favoráveis para o crescimento e estabelecimento de diversos grupos de organismos microscópicos, como bactérias, protozoários, fungos, algas, helmintos e microfauna. Esses microrganismos desempenham importante papel nos *wetlands* devido aos processos de assimilação, transformação e reciclagem de diversos constituintes químicos das águas residuárias (KADLEC; WALLACE 2009).

Embora os processos físicos químicos sejam bem documentados em colunas plantados com macrófitas e que a remoção de poluentes é prioritariamente realizada pela ação de microrganismos presentes no sistema, existe uma lacuna de estudos da ecologia desses organismos (TRUU et al., 2005).

A compreensão da microbiologia dos tratamentos de esgotos tem sido essencial para a otimização dos projetos e operação dos sistemas de tratamento biológicos. Dentro dos microrganismos, as bactérias são os seres mais abundantes nos *wetlands* e importantes para a estabilização da matéria orgânica (VON SPERLING, 1996).

As comunidades bacterianas consistem em organismos autóctone (nativos) e alóctone (exóticos) (TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009). Os organismos autóctone apresentam características adaptativas e são capazes de possuir atividade metabólica, sobreviver em sistemas de *wetlands* participando ativamente de processos de purificação, enquanto organismos alóctones usualmente não sobrevivem ou desempenham qualquer função nos *wetlands* (VYMAZAL, 2007).

Quanto ao metabolismo esses microrganismos podem ser classificados de acordo com a fonte de carbono: autótrofos (CO₂) e heterótrofos (matéria orgânica). Em termos da fonte de energia, são classificados em fototróficos (energia luminosa) e quimiotróficos (reações químicas). Os organismos de maior importância nos tratamentos de esgotos são os organismos quimiotróficos – tanto autotróficos como heterotróficos- que são responsáveis pela nitrificação e outras reações bioquímicas. Também classificam-se quanto as condições de respiração: aeróbicos (utilizam oxigênio livre); anaeróbicos (utilizam sulfato ou dióxido de carbono como aceptores de elétron) e facultativos (utilizam tanto o oxigênio quanto nitrato como aceptores) (VON SPERLING, 1996).

Existem três processos no metabolismo das bactérias que são relevantes para o tratamento de efluentes que são a ingestão, respiração e crescimento e divisão. Estes processos metabólicos relacionam-se com os processos de tratamentos de remoção de matéria orgânica em *wetlands*. O processo de ingestão acarreta na biodegradação da matéria orgânica e o crescimento bacteriano assimila o carbono biodegradável disponível (sólidos voláteis) na biomassa bacteriana (SPENCER, 2005).

As bactérias também possuem papel importante principalmente na remoção de nitrogênio total e matéria orgânica. A redução de nitrogênio é relacionada com diversos processos microbiológicos clássicos de remoção, como a: amonificação, nitrificação e desnitrificação (Tabela 3). Em adição aos processos clássicos, inclui-se a desnitrificação aeróbica, nitrificação heterotrófica, CANON (*Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite*) e ANAMMOX (oxidação anaeróbica da amônia) são processos potencialmente importantes na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos (ANSOLA; ARROYO; SÁENZ DE MIERA, 2013).

Os protozoários são o segundo grupo em termos de biomassa nos sistemas de tratamento, representando 10% da biomassa total (MADONI et al., 1994) e os ciliados bacteriófagos contribuem para o sistema através da predação de bactérias entéricas, promovendo clarificação do efluente (PUIGAGUT et al., 2012). Também podem ser utilizados como bioindicadores das condições depurativas do sistema (BENTO et al., 2005; MADONI, 2003).

Tabela 3: Principais funções dos microrganismos em filtros plantados com macrófitas. Fonte: PHilippi e Sezerino, 2004.

Micro-organismos	Função
Bactérias	Oxidação da matéria carbonácea; Nitrificação Desnitrificação;
Protozoários	Clarificação do efluente; Degradação da matéria orgânica; Mantêm o equilíbrio ecológico do sistema; Redução da produção do lodo através da ingestão de bactérias floculadas Indicação da qualidade do efluente final;

5.4. Processos de remoção de nutrientes

5.4.1. Remoção da matéria orgânica

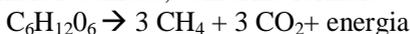
A matéria orgânica biodegradável nos efluentes pode ser considerada em parte como solução, correspondente aos sólidos orgânicos dissolvidos e parte em suspensão (sólidos suspensos). Os sólidos orgânicos dissolvidos são usualmente quantificados indiretamente pela DBO (demanda bioquímica de oxigênio) ou DQO (demanda química de oxigênio) e diretamente expressos em termos de sólidos suspensos voláteis (VON SPERLING, 1996).

Nos filtros plantados com macrófitas a matéria orgânica pode ser degradada pelos microrganismos tanto em condições aeróbicas quanto em anaeróbicas (KADLEC e WALLACE, 2009).

A conversão aeróbia pode ser expressa pela equação geral abaixo, na qual ocorre a estabilização da matéria orgânica pelo processo de decomposição das bactérias heterotróficas aeróbicas (VON SPERLING, 1996).:



A remoção de matéria carbonácea é observada em sistemas saturados de efluente em condições anaeróbicas mediado por bactérias anaeróbicas ou facultativas, na qual a matéria orgânica é convertida em formas mais reduzidas, conforme fórmula:



A degradação anaeróbia é muito mais lenta do que a aeróbia. Contudo, quando o oxigênio é um fator limitante nos filtros plantados com macrófitas, a degradação anaeróbia torna-se predominante e responsável pela redução da DBO (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

5.4.2. Remoção biológica de nitrogênio

O nitrogênio possui ciclo biogeoquímico complexo com diversas conversões bióticas e abióticas envolvendo sete estágios de oxidação. As formas de nitrogênio mais importantes em *wetlands* são: amônia, (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio gasoso (N₂).

As diversas formas de nitrogênio sofrem conversões de compostos orgânicos para inorgânicos e vice-versa. As principais conversões de nitrogênio em relação a remoção bacteriana nos *wetlands* construídos estão resumidas na tabela 4 (VYMAZAL, 2007).

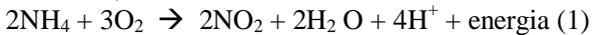
Tabela 4: Principais conversões em *wetlands* construídos Adaptado Vymazal, 2007.

Processos	Conversões
Amonificação	N-orgânico → amônia
Nitrificação	amônia → nitrito → nitrato
Desnitrificação	nitrato → nitrito → nitrogênio gasoso (N ₂)
Captção microbiana	Amônia, nitrito, nitrato → N orgânico

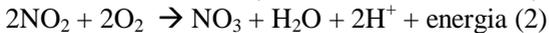
5.4.3. Nitrificação

O processo de oxidação biológica de um substrato inorgânico (geralmente amônia) é referido como a nitrificação, realizada em duas fases por dois grupos diferentes de bactérias nitrificantes. As bactérias nitrificantes são, em geral, seres quimioautótrofos, necessitando apenas de produtos químicos inorgânicos como o ponto de partida para o seu metabolismo de energia e crescimento. Assim a amônia é oxidada para fornecer a energia necessária para o crescimento (SPENCER, 2005).

O primeiro grupo realiza função de oxidar amônia para formar nitrito em condições estritamente aeróbica, conforme reação abaixo. O gênero mais abundante é *Nitrosomonas*, mas há outros grupos *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* (VON SPERLING, 1996)



A oxidação de nitrito a nitrato é realizada por bactérias facultativas do gênero *Nitrobacter* conforme reação (2), na qual ocorre a oxidação do nitrito em nitrato (VON SPERLING, 1996).



Vymazal (1995) descreve que a nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, população microbiana e oxigênio dissolvido.

Os sistemas de filtros plantados com macrófitas de escoamento vertical são considerados com altas condições aeróbicas, permitindo condições insaturadas e excelente transferência de oxigênio. O fluxo intermitente também possibilita a maior remoção de amônia (FAULWETTER et al., 2009).

5.4.4. Desnitrificação

A desnitrificação é um processo biológico na qual bactérias quimioheterotróficas dos gêneros *Pseudomonas*, *Bacillus* e *Micrococcus* reduzem o nitrato em óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso de acordo com a reação (VYMAZAL, 2007):



Essa reação é irreversível e ocorre na presença de matéria orgânica somente sob condições anaeróbicas ou anóxicas (VYMAZAL, 2007).

6. Metodologia

6.1. Instalação e monitoramento do experimento

O experimento foi realizado no Laboratório Integrado de Meio Ambiente (LIMA) no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) do Centro Tecnológico (CTC) da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, em parceria com o Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizados (GESAD) do ENS/CTC/UFSC, Laboratório de Protozoologia e Grupo de Microbiologia do Solo (DMS) do Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia do Centro de Ciências Biológicas da UFSC.

Foram confeccionadas 10 colunas de PVC com 40cm de profundidade, diâmetro de 10cm e área superficial de 78cm² conforme figura 5. Cada coluna de PVC teve sua base preenchida com camada de 5 cm de brita e subsequentemente uma camada de 30 cm de areia grossa, obtida em loja de material de construção. As colunas foram confeccionadas no intuito de representar um *wetland* de escoamento vertical, porém sem as plantas devido à dificuldade de plantá-las na pequena área das colunas e possibilidade de aumentar riscos de colmatção do sistema.

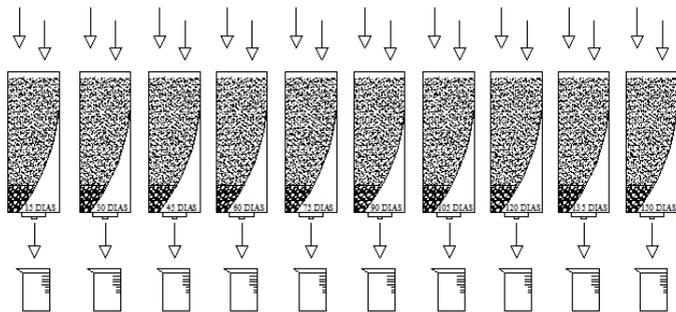


Figura 4: Perfil esquemático das colunas de areia experimentais

A areia utilizada foi analisada por ensaio granulométrico no Laboratório de solos do Departamento de Engenharia Civil – CTC/UFSC, conforme NBR 7181 de dezembro de 1984 (ABNT, 1984). Observou-se que a areia empregada obteve: diâmetro efetivo (d₁₀) de 0,30 mm, (d₆₀) de 1.85mm, conforme Figura 5.

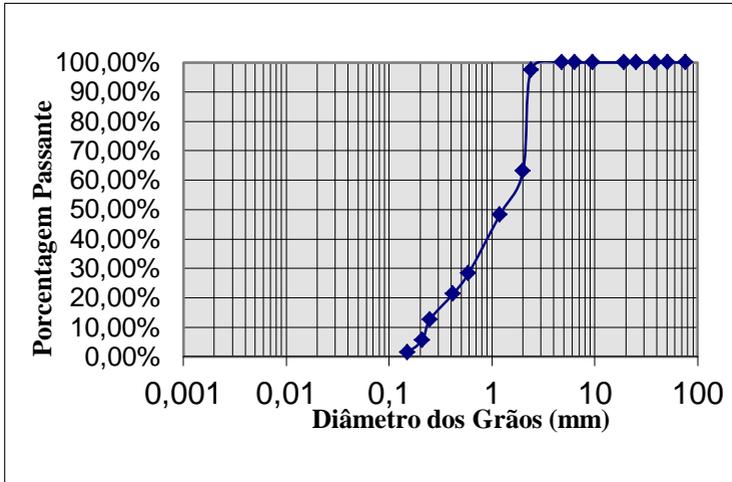


Figura 5: Curva granulométrica da areia utilizada.

Acoplou-se uma mangueira no fundo das colunas de PVC para coleta de amostra do efluente para análise. Os mesmos foram alocados em mesa, na qual se pretendeu reproduzir em escala experimental *wetlands* de fluxo vertical descendente (FFV), conforme Figura 6.



Figura 6: Colunas de areia de fluxo vertical em escala experimental

O cronograma do experimento encontra-se no anexo 1. Este experimento foi monitorado por 5 meses, sendo que a cada 15 dias uma coluna de areia foi desativada para análise do material filtrante. As colunas foram marcadas sinalizando o tempo de operação e ao longo do estudo se referirá a cada coluna pela sigla FA seguida do tempo de operação em dias, FA-15, FA-30.

O esgoto utilizado durante o experimento para alimentação das colunas foi coletado semanalmente na rede de esgoto da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN). A partir da análise físico-química da coleta do esgoto, calculou-se a vazão semanal a partir dos valores de DQO encontrados, mantendo carregamento constante de 41 g. DQO/m²/dia. A alimentação das colunas cumpriu-se três vezes por semana, três vezes a cada dia nos seguintes horários: 9h, 12h e 17h.

6.2. Parâmetros físico-químicos da entrada e saída

As amostras foram coletadas e analisadas semanalmente no Laboratório do GESAD de acordo com os padrões propostos em APHA (2005). As análises da entrada do sistema foram realizadas logo após a coleta do esgoto, no início da semana. As análises da saída das colunas foram realizadas no fim da semana, logo após a alimentação dos mesmos.

As seguintes análises foram realizadas semanalmente das amostras líquidas: demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS), sólidos suspensos voláteis (SV), determinação do pH, alcalinidade, nitrogênio amoniacal (NH₄⁺) e nitrato (NO₃⁻) e nitrito (NO₂⁻), conforme metodologia descrita na tabela 5. Com exceção para as análises de saída da DQO, que foram realizadas quinzenalmente.

Tabela 5: Parâmetros avaliados e metodologia empregada no monitoramento dos colunas de areia.

Parâmetros Analisados	Metodologia empregada
PH	Direto, Potenciométrico, pHmetro T- 1000 – Tekna
DQO (mg/L)	Refluxo fechado – APHA (2005)
Alcalinidade (mg/L)	Método Titulométrico – APHA (2005)
SS (mg/L)	Método gravimétrico – APHA (2005)
ST (mg/L)	Método gravimétrico – APHA (2005)
N-NH₄ (mg/L)	Método Nessler – Vogel (1981)
N-NO² (mg/L)	Método Alfaftilamina – APHA, 1998
N-NO³ (mg/L)	Método Brucina – APHA, 1998
PO₄³⁻ (mg/L)	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico – APHA (2005)

6.3. Parâmetros microbiológicos e físico-químicos do material filtrante

A análise do material interno das colunas de areia sucedeu-se quinzenalmente, após sua desativação. Para a caracterização microbiológica foram utilizados os seguintes parâmetros: percentual de sólidos voláteis e densidade microbiana (UFC.mL⁻¹).

Para análise microbiológica do material filtrante, coletou-se amostras do material em duas profundidades de até 20 cm (superfície) e de 20 à 40cm (fundo). Tais amostras foram coletadas em tubos plásticos de 50 mL esterilizados e transportadas para Laboratório da Divisão Microbiologia do Solo (DMS). Para tal amostragem, procurou-se misturar a camada de areia, para homogeneizar a amostra.

A densidade microbiana foi estimada usando o método de *spread-plate* para organismos aeróbios e de *pour-plate* para organismos anaeróbicos facultativos e microaerófilos utilizando metodologia de diluição de tubos múltiplos para obtenção das alíquotas de plaqueamento.

Para tal, uma amostra de 10g da amostra do material filtrante foi pesada em fluxo laminar e adicionada à 90 mL de solução salina previamente esterilizada. A partir da diluição inicial foram efetuadas diluições consecutivas até se atingir a diluição de 10^4 , concentração considerada adequada para a contagem dos organismos de interesse.

O plaqueamento para as duas profundidades amostradas foi efetuado em triplicata em meio Thorton (SILVA, OLIVEIRA, 2007), nos métodos *spread-plate* e *pour-plate*. As placas foram identificadas com a sigla S para superfície ou F para fundo seguido do número de identificação da coluna. As placas foram então incubadas por até 72 horas a 25°C. Posteriormente, realizou-se a contagem das unidades formadoras de colônias (UFC).

6.4. Análise estatística

Para correlacionar os parâmetros físico-químicos com os parâmetros biológicos, construiu-se uma matriz de correlação a partir do coeficiente de correlação de Pearson (Tabela 6). Na qual, se o coeficiente de correlação é positivo indica uma relação direta entre os parâmetros e se negativo, indica correlação indireta.

Tabela 6: Coeficientes de correlação de Pearson

Coeficiente de correlação	Correlação
$r = 1$	Perfeita positiva
$0,8 \leq r < 1$	Forte positiva
$0,5 \leq r < 0,8$	Moderada positiva
$0,1 \leq r < 0,5$	Fraca positiva
$0 < r < 0,1$	Ínfima fraca
0	Nula
$0,1 < r < 0$	Ínfima negativa
$-0,5 < r \leq -0,1$	Fraca negativa
$-0,8 < r \leq -0,5$	Moderada negativa
$-1 < r \leq -0,8$	Forte negativa
$r = -1$	Perfeita negativa

Fonte: Andrade e Ogliari (2010)

Foi utilizado a análise de variância – ANOVA, com auxílio do software Microsoft® Excel, para avaliar o desenvolvimento da densidade bacteriana entre os tratamentos (superfície e fundo). Este é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) apresentarem médias iguais ou diferentes. No presente estudo, o teste de variância ANOVA será aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$).

7. Resultados e discussão

Os resultados do estudo foram obtidos durante o acompanhamento do experimento no LIMA, no período de Junho a Novembro de 2013. Primeiramente, será apresentada a caracterização do afluente utilizado, os parâmetros físico-químicos da saída das colunas de areia, seguidos pelos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do material filtrante. Os protocolos com as análises físico-químicas monitoradas durante o período do estudo encontram-se em anexo.

7.1. Caracterização do afluente

A tabela 7 possui resumo estatístico dos valores médios, máximos, mínimos e desvios médios dos parâmetros físico-químicos amostrados na entrada das colunas de areia.

Tabela 7: Valores médios, máximos, mínimos e desvios médios dos parâmetros físico-químicos da entrada das colunas de areia.

PARÂMETRO	Média	Máximo	Mínimo	Desvio Padrão
pH	7,1	7,6	6,6	0,3
Alcalinidade	281,5	604,0	150,0	94,9
DQO	602,0	896,0	230,0	174,0
SS	69,1	212,0	38,5	36,9
N-NH ₄	69,1	94,1	35,0	12,2
N-NO ₂ ⁻	0,0	0,2	0,0	0,1
N-NO ₃ ⁻	0,2	2,7	0,0	0,6
P-PO ₄ ³⁻	23,0	28,9	11,4	4,2

Convenções: DQO: Demanda Química de Oxigênio (mg.L-1); SS: Sólidos Suspensos (mg.L-1) ; N-NH₄: Nitrogênio amoniacal (mg.L-1); N-NO₂⁻: Nitrito (mg.L-1); N-NO₃⁻: Nitrato(mg.L-1);P-PO₄³⁻:Fósforo ortofosfato(mg.L-1)).

As características do esgoto utilizado no estudo possuem algumas diferenças em relação as características do esgoto observado na literatura, conforme Tabela 8.

Considerando os valores de nitrogênio amoniacal encontrados bibliografia, nota-se valor médio do estudo encontra-se acima dos limites, sendo contabilizado valor máximo de nitrogênio amoniacal de 94,1mg/L enquanto o valor de fósforo ortofosfato do estudo encontra-se dentro da média, com valor máximo de 28,9mg/L. METCALF & EDDY et al (1991) classificam como esgoto forte, efluentes que possuem nitrogênio amoniacal acima de 50mg/L e fósforo acima de 15mg/L.

Tabela 8: Comparação dos parâmetros físico-químicos dos efluentes encontrados no presente estudo e literatura.

DQO (mg.L ⁻¹)	N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	P-PO ₄ ³⁻ (mg.L ⁻¹)	Autores
602,0	69,1	23,0	Presente estudo
400-800	20-40	5-25	Von Sperling, 1995

7.2. Parâmetros físico-químicos de saída

Na tabela 9, observam-se os valores médios dos parâmetros físico-químicos obtido nas saídas das colunas de fluxo vertical.

Tabela 9: Valores médios dos parâmetros físico-químicos amostrados saída das colunas de areia.

Colunas	pH	Alcalinidade	SS	DQO	N-NH ₄	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻
FA15	6,5	400,0	15,0	348,0	43,1	0,3	0,9	3,1
FA30	7,0	143,1	49,0	284,0	45,7	4,7	14,9	4,5
FA45	7,2	401,3	14,4	231,0	20,5	4,3	20,1	2,6
FA60	7,4	415,9	18,3	206,4	12,7	3,1	28,0	3,2
FA75	7,1	311,6	10,6	201,5	12,2	3,0	26,0	2,1
FA90	6,4	80,7	31,1	190,9	26,3	2,7	20,5	2,7
FA105	6,4	62,9	38,7	196,2	22,2	3,2	24,4	2,9
FA120	6,3	50,2	23,1	169,3	21,3	3,5	24,2	2,4
FA135	5,7	45,4	34,1	155,4	19,2	2,6	22,5	2,0
FA150	6,7	193,4	15,2	143,5	10,0	1,3	23,2	2,0

Convenções DQO: Demanda Química de Oxigênio (mg.L-1); SS: Sólidos Suspensos (mg.L-1) ; N-NH4: Nitrogênio amoniacal (mg.L-1); N-NO2-: Nitrito (mg.L-1); N-NO3-: - Nitrato(mg.L-1);P-PO43-:Fósforo ortofosfato(mg.L-1)

Na tabela 10, observa-se as taxas médias de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e ortofosfato de cada coluna. Observa-se com o aumento dos dias de operação, ocorre aumento das taxas médias de remoção dos respectivos parâmetros.

Tabela 10: Taxas de remoção dos poluentes nas colunas de areia.

Colunas1	DQO (mg/L)	N-NH₄ (mg/L)	P-PO₄³⁻ (mg/L)
FA15	38%	36%	85%
FA30	56%	37%	81%
FA45	62%	71%	89%
FA60	65%	81%	86%
FA75	64%	81%	90%
FA90	68%	60%	88%
FA105	67%	68%	88%
FA120	72%	69%	90%
FA135	74%	72%	91%
FA150	76%	85%	91%

Observa-se uma tendência de diminuição nas concentrações de nitrogênio amoniacal conforme o tempo de operação das colunas e aumento nas concentrações de nitrato, comprovando que houve conversão em parte do nitrogênio amoniacal em nitrato, Figura 7. Evidencia-se que a maior taxa de remoção de nitrogênio amoniacal (85%) foi contabilizada no filtro 150.

OSTROWSKA *et al.*(2013) trabalharam em um experimento com filtros de fluxo vertical com diferentes meios de preenchimento obtiveram taxa máximas de remoção de 75% de nitrogênio amoniacal, porém observaram neste experimento que amônia não foi convertida em nitrito ou nitrato, assim, caracterizando a possível influência de outros processos de remoção de nitrogênio.

Uma parte significativa – 51%- do nitrogênio amoniacal da concentração média de entrada foi convertida nas formas oxidadas, nitrito e nitrato. (BRIX; ARIAS, 2005) demonstraram em um estudo com filtros plantados de fluxo vertical taxas de remoção de 78% de nitrogênio amoniacal, no qual a nitrificação atuou em 49% dessa remoção.

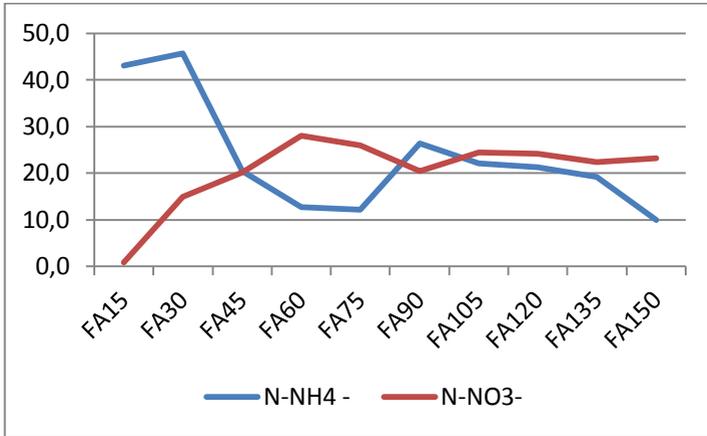


Figura 7: Comparação das concentrações médias de nitrogênio amoniacal e nitrato na saída das colunas de areia

Observamos a efetividade da redução carbonácea nas colunas de areias experimentais em relação as concentrações de entrada, conforme Figura 8. Durante o período de operação das colunas, ocorreu uma redução na demanda química de oxigênio, em valor médio de remoção de DQO de 64% e máximo de 76,17% após 150 dias de operação. Outros autores encontraram redução da DQO de 97,8% em somente 12 dias de operação de colunas plantados de fluxo vertical (LAVROVA; KOUMANOVA, 2013).

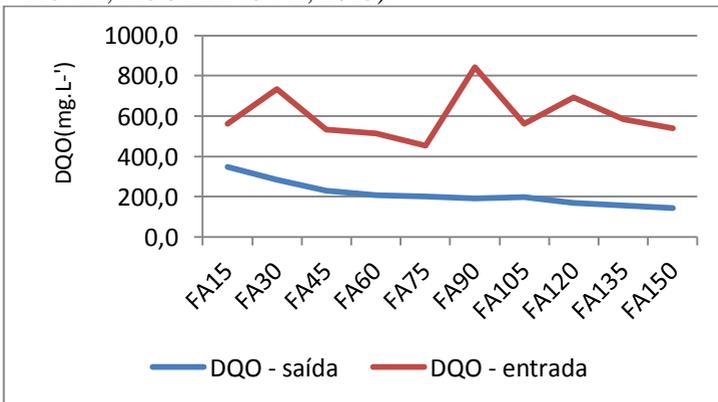


Figura 8: Concentrações médias de DQO na entrada e saída das colunas de areia

Observou-se queda nos valores de alcalinidade e pH conforme o tempo de operação das colunas (Figura 9). Essa diminuição dos valores de pH e alcalinidade está relacionada com a redução carbonácea dentro das colunas, pois tanto conversão aeróbia e anaeróbia tem com subprodutos gás carbônico (CO₂) e o teor de CO₂ livre está diretamente associado com os parâmetros de alcalinidade e pH. A redução dos valores de pH e alcalinidade também estão intimamente relacionados com a nitrificação, pois este processo consome alcalinidade (VON SPERLING, 1996).

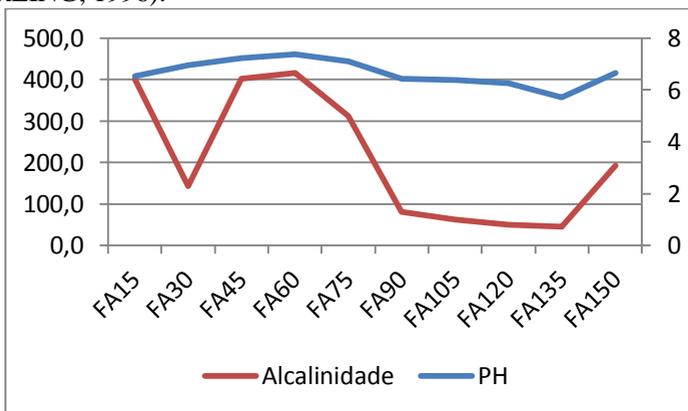


Figura 9: Valores de alcalinidade e pH na saída das colunas de areia

Os valores do ortofosfato na saída das colunas foram significativamente mais baixos do que os valores de entrada, variando entre 4,4mg/L e 2mg/L, Figura 10. As colunas demonstraram altas taxas de remoção para esse parâmetro, apresentando taxa de remoção máxima de 91,5%. Esta taxa de remoção está em desacordo com a afirmação de (BRIX; ARIAS; DEL BUBBA, 2001) que a remoção de fósforo é um problema em *wetlands* construídos de fluxo vertical. As altas taxas de remoção estão intimamente relacionadas com a escolha do tamanho do meio filtrante.

(BRIX; ARIAS; DEL BUBBA, 2001) trabalharam em experimento a relação de diferentes tipos de substratos entre a remoção de ortofosfato e consideraram que o tamanho efetivo dos grãos (d10) deve estar entre 0,3 e 2,0 mm e d60 entre 0,5 e 8mm para garantir situação adequada para remoção física de fósforo e minimizar riscos de colmatação. Entretanto, o experimento conduzido neste trabalho foi durante curto período de operação, alcançando estas taxas. Conforme o aumento do tempo de operação, observar-se-ia diminuição das taxas de retenção do ortofosfato devido a saturação do substrato.

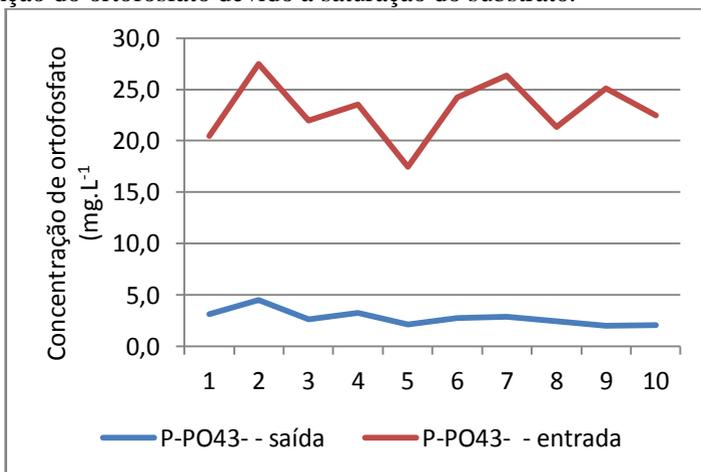


Figura 10: Concentrações médias de fósforo ortofosfato na entrada e saída das colunas de areia

Na tabela 11, observa-se que as taxas de remoção dos sólidos suspensos não apresentaram uma tendência de aumento, provavelmente relacionado à lixiviação dos sólidos presentes na areia do filtro.

Tabela 11: Taxas de remoção de sólidos suspensos nas colunas de areia

Colunas	SS
FA15	75%
FA30	25%
FA45	75%
FA60	67%
FA75	81%
FA90	55%
FA105	46%
FA120	67%
FA135	51%
FA150	78%

7.3. Parâmetros microbiológicos do material filtrante

A densidade média total encontrada foi de 66×10^6 UFC/mL, dividida entre densidade bacteriana na superfície e no fundo. Observa-se que 65% do total amostrado refere-se a bactérias na superfície das colunas de areia, conforme figura 11. Houve diferenças significativas entre os tratamentos da superfície e fundo ($p=0,012$).

Corroborando com o trabalho de Tietz et al. (2007), no qual demonstraram que a densidade e atividade microbiana são maximizadas nos primeiros 5-10cm dos filtros de escoamento vertical.

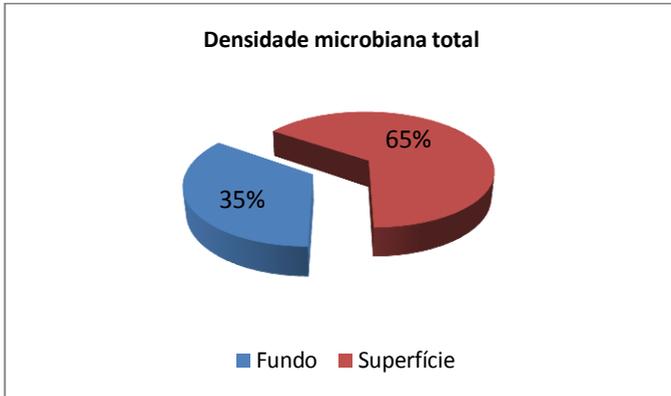


Figura 11: Comparação entre as densidades bacterianas totais na superfície e fundo das colunas de areia.

A Figura 12 demonstra a proporção de bactérias aeróbias e anaeróbias facultativas na superfície e no fundo. As proporções de bactérias aeróbias são maiores tanto na superfície quanto no fundo, de acordo o esperado que haveria mais bactérias anaeróbias facultativas do que aeróbicas no fundo das colunas, devido as condições limitantes de oxigênio. Esse tipo de sistema não forneceu condições anaeróbicas para seleção de bactérias anaeróbicas restritas.

No estudo de FAULWETTER *et al.* (2009) no qual revisa as técnicas de estimativa da densidade microbiana em solos de *wetlands* construídos, este afirma que a metodologia de contagem de colônias em placas, apesar de ser um método bem estabelecido e da simplicidade de instrumentação, pode conduzir a erros tanto pelo grande número de diluições como a limitação do meio à alguns tipos de bactérias. A maior proporção de bactérias aeróbias no fundo também pode estar relacionada a erros na coleta da amostra de solo.

Atualmente, estudos mais avançados utilizam-se de técnicas moleculares, métodos indiretos de estimativa de densidade como a presença de fosfolipídios e fumigação (FAULWETTER *et al.*, 2009; POLLARD, GREENFIELD, 1997; TRUU *et al.*, 2005)

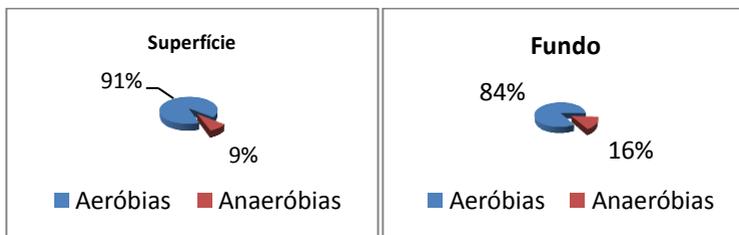


Figura 12: Comparação entre as densidades das bactérias aeróbias e anaeróbias na superfície e no fundo das colunas de areia.

O gráfico 13 demonstra o crescimento das populações bacterianas –aeróbicas e anaeróbicas facultativas- em relação ao período de operação de cada na superfície coluna. Observa-se um crescimento não linear da densidade microbiana, entretanto existe uma grande diferença entre a densidade de bactérias aeróbicas e anaeróbicas.

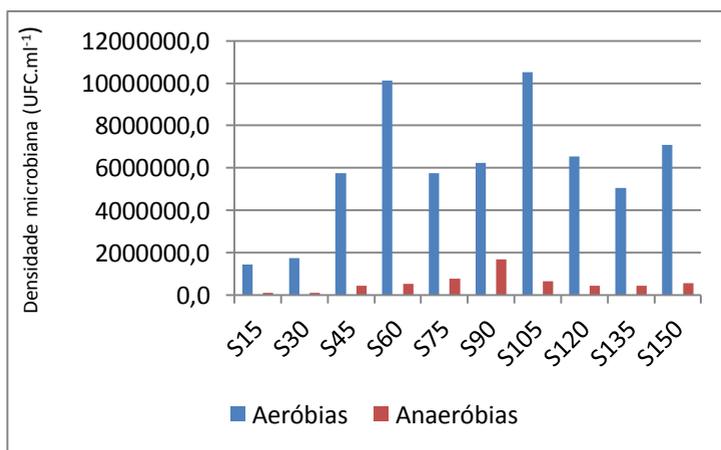


Figura 13: Densidades das bactérias aeróbias e anaeróbias nas amostras da superfície das colunas de areia.

Na figura 14, nota-se a diferença entre as densidades bacterianas na superfície e fundo das colunas de areia. As densidades bacterianas na superfície são maiores e apresentam maior flutuação, provavelmente relacionado com a injeção de oxigênio e matéria orgânica.

FAULWETTER *et al.* (2009) afirmam que sistemas de fluxo vertical favorecem populações microbianas, principalmente na camada superficial, devido as condições de aeração desses sistemas.

TRUU; JUHANSON; TRUU (2009) descreve que a produção bacteriana é menor na camada de 10-20cm do material filtrante. Esta afirmação segue o padrão de perda de substratos orgânicos no sistema, na qual a redução da matéria carbonácea ocorre na faixa de 0-20 cm (principalmente nos primeiros 10 cm) da camada de areia e indica que, além das condições favoráveis de oxigênio nas camadas superiores, estas possuem mais disponibilidade de nutrientes e substrato.

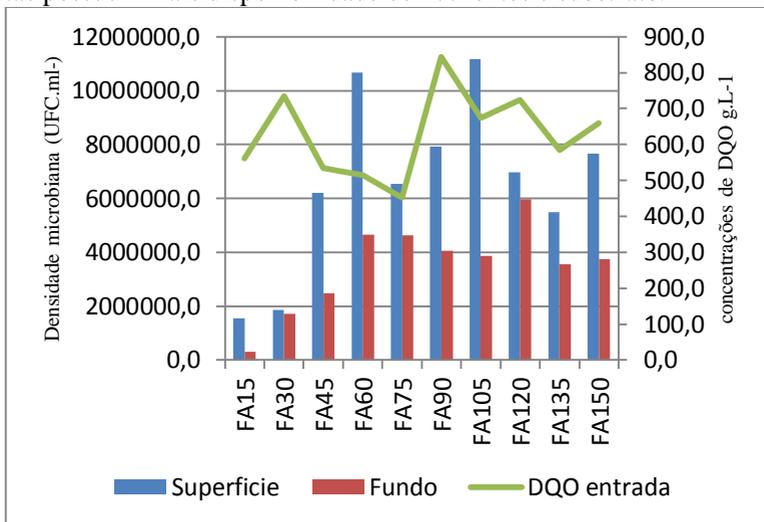


Figura 14: Densidades das bactérias nas amostras da superfície e fundo das colunas de areia em relação os valores quinzenais de entrada de DQO.

Os sólidos voláteis representam de forma mais eficiente a matéria biodegradável disponível para a assimilação bacteriana. Na figura 15, observa-se a relação entre o percentual de sólidos e o crescimento bacteriano nos *wetlands*. (SPENCER, 2005) afirma que com o aumento da concentração dos sólidos voláteis no meio, a taxa de crescimento bacteriano cresce exponencialmente e, então, estabiliza. Portanto com o aumento adicional de concentração no substrato, não há aumento nas taxas de descimento bacteriano.

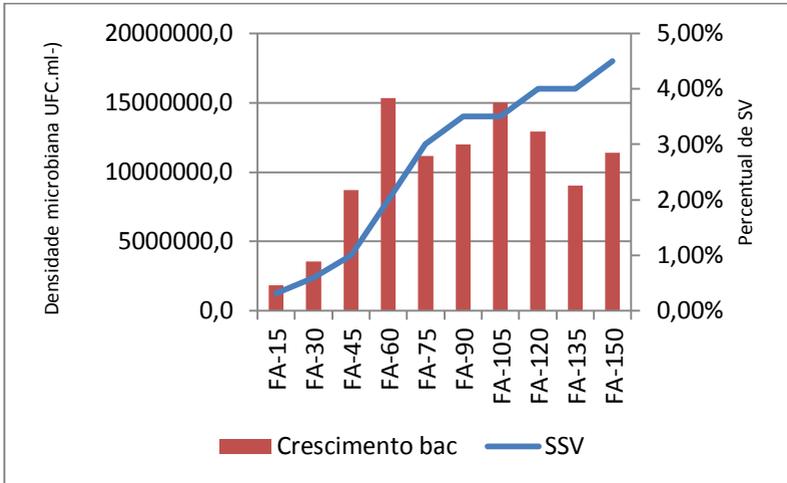


Figura 15: Concentrações de sólidos totais voláteis no material internos das colunas de areia.

No gráfico 16, observa-se a relação entre o crescimento das populações bacterianas aeróbias em relação aos valores de nitrato. Pode-se inferir, portanto, que o aumento da densidade microbiana favoreceu o processo de nitrificação nas colunas, resultando em aumento das concentrações de nitrato na saída das colunas.

(POLLARD, 2006) afirma em seu trabalho que as taxas de oxidação da amônia mudam proporcionalmente em relação ao crescimento das bactérias nitrificantes.

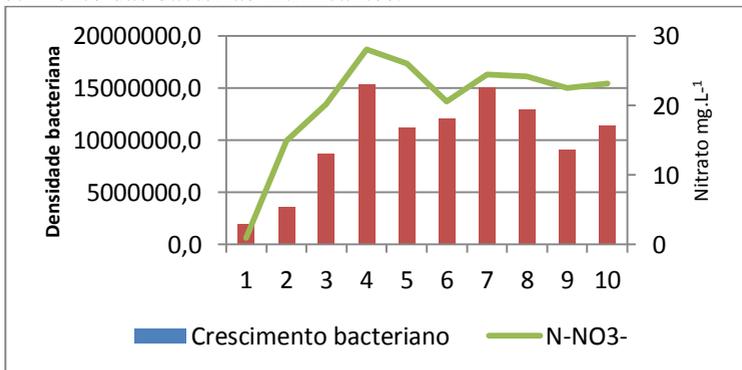


Figura 16: Densidade total das bactérias e valores médios de nitrato nas colunas de areia.

A tabela 12 apresenta as correlações de Pearson entre os valores médios parâmetros físico-químicos e microbiológicos de saída das colunas de areia. As correlações importantes para o estudo foram destacadas. As correlações mais importantes encontradas foram entre a densidade das bactérias da superfície e fundo em relação aos sólidos voláteis, DQO, nitrogênio amoniacal e nitrato.

O aumento da densidade microbiana nas colunas de areia é diretamente proporcional ao aumento dos sólidos voláteis e aumento das concentrações de nitrato no efluente. Enquanto o aumento da densidade microbiana é indiretamente proporcional aos valores dos parâmetros DQO e nitrogênio amoniacal. Portanto, quanto maior o aumento da densidade microbiana, menor os valores desses parâmetros. Essas correlações foram corroboradas por diversos estudos (FAULWETTER et al., 2009; POLLARD, 2006; TRUU et al., 2005; TRUU; JUHANSON; TRUU, 2009).

Tabela 12: Correlações de Pearson

Matriz	Bactérias superfície	Bactérias Fundo	pH	Alcalinidade	STV	SS	DQO	N-NH ₄	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
Bactérias-S	1,00									
Bactéria-F	0,72	1,00								
pH	0,08	-	1,00							
Alcalinidade	-0,14	0,38	0,76	1,00						
STV	0,58	0,76	0,54	-0,65	1,00					
SS	-0,10	0,12	0,37	-0,68	0,00	1,00				
DQO	-0,67	0,82	0,30	0,51	-0,92	0,04	1,00			
N-NH ₄	-0,75	0,74	0,10	-0,03	-0,68	0,50	0,82	1,00		
N-NO ₂ ⁻	0,14	0,27	0,32	-0,19	-0,13	0,45	-0,15	0,01	1,00	
N-NO ₃ ⁻	0,80	0,87	0,12	-0,26	0,65	-0,03	-0,85	-0,83	0,46	1,00
P-PO ₄ ³⁻	-0,35	0,49	0,38	0,13	-0,72	0,55	0,68	0,75	0,37	0,37

8. Conclusão

-As colunas de fluxo vertical em escala laboratorial apresentaram valores significantes de remoção dos poluentes de esgoto doméstico, sendo as remoções médias de 64% para DQO, de 66% para o nitrogênio amoniacal e de 88% para ortofosfato;

-Pôde-se relacionar o aumento do tempo de operação das colunas com o aumento das taxas de remoção dos poluentes;

-As densidades microbianas apresentaram crescimento significativo em relação à variação temporal e espacial;

-A superfície das colunas apresenta maiores proporções de bactérias em relação ao fundo. Porém, com a metodologia utilizada para estimar a densidade bactéria é difícil diferenciar as populações da superfície e do fundo, podendo ocorrer de erro amostral;

-O aumento da densidade microbiana foi diretamente proporcional à oxidação da amônia em nitrato e ao aumento da matéria orgânica biodegradável disponível nas colunas.

-Conclui-se, portanto, que o processo de nitrificação foi efetivo e provavelmente mais significativo na superfície das colunas.

-Para correlacionar de forma mais efetiva a densidade microbiana na superfície e no fundo com a remoção de poluentes é necessário mais estudos com metodologias de estimativa de densidade bacteriana mais precisas.

9. Referências

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7181: Solo: análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1984. 13 p.
- ANSOLA, G.; ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L. E. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. *The Science of the total environment*, v. 473-474C, p. 63–71, 2013.
- ANDRADE, D., F.; OGLIARI, P., J. Estatística para as ciências agrárias e biológicas: com noções de experimentação. Florianópolis, SC: Ed. da UFSC, 438p. 2007.
- APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION . Standard methods for the examination of water and wastewater. 14. ed. Washington, D.C.: APHA, 1193p, 2005
- ARIAS, C. A; BRIX, H.; JOHANSEN, N. H. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, v. 48, n. 5, p. 51–8, 2003.
- BRASIL. Legislação Estadual de Recursos Hídricos. Legislação Ambiental de SC. Vol II. Brasília. p. 915-980. 1997.
- BRASIL.Ministério do Planejamento e Orçamento .MPO/SEPURB. Brasília. 1995.
- BENTO, A. P. ; et al. Tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: Um instrumento de avaliação e controle do processo. *engenharia sanitária e ambiental*, v. 10, p. 329–338, 2005.
- BORKAR, R.; MAHATME, P. Wastewater Treatment with Vertical Flow Constructed Wetland. *International Journal of environmental sciences*, v. 2, n. 2, p. 590–603, 2012.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Elsevier Science*, v. 35, p. 11–17, 1997.
- BRIX, H.; ARIAS, C. A; DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, v. 44, n. 11-12, p. 47–54, 2001.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, p. 491–500, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução Conama número 357. Disponível em:< www.mma.conama.gov.br/conama>. 2005

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 6, p. 987–1004, jun,2009.

GONZAGA, G.; ANTONIO, H.; MONTEIRO, F. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. p. 519–526, 2002.

HAMMER, D.A. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Boca Raton: Lewis, 831p. 1989.

HOFFMANN, H.; CHRISTOPH PLATZER, M. W.; MUENCH, E. VON. Technology review of constructed wetlands - Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. p. 35, 2011

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Painel do saneamento no cenário brasileiro. Informações geográficas, Rio de Janeiro, n. 7, 2011.

JOOSTEN, H.; CLARKE, D. *Wise Use of Mires and Peatlands: Background and Principles Including A Framework for Decision-making*. International Mire Conservation Group and International Peat Society. . 2002.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC, Press 2 thed, 1016p, 2009.

LAVROVA, S.; KOUMANOVA, B. Nutrients and Organic Matter Removal in a Vertical-Flow Constructed Wetland. In: PATIL, YOGESH B. ; PRAKASH, R. (Ed.). *Applied Bioremediation - Active and Passive Approaches*. InTech. p. 394 pages, 2013

MADONI, P. et al. ESTIMATES OF CILIATED PROTOZOA BIOMASS IN ACTIVATED SLUDGE A N D BIOFILM. v. 48, p. 245–249, 1994.

MADONI, P. Protozoa as indicators of wastewater treatment efficiency, 2003.

MAIER, U. et al. Calibration of hydraulic parameters for large-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, v. 369, n. 3-4, p. 260–273, 2009.

METCALF & EDDY; TCHOBANOGLIOUS, G; BURTON, F L. *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 1334p, 1991.

OSTROWSKA, K. et al. Nitrogen Removal in Vertical-Flow Filters Filled with Lightweight Aggregate Made of Fly Ashes and Gravel. n. October, p. 1266–1272, 2013.

OSTROWSKA, K. et al. Nitrogen Removal in Vertical-Flow Filters Filled with Lightweight Aggregate Made of Fly Ashes and Gravel. n. October, p. 1266–1272, 2013.

PELLISSARI, C.; WOLFF, D. B.; SEZERINO, P. H. Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial. 2013.

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

POLLARD, P. C. A quantitative measure of nitrifying bacterial growth. *Water research*, v. 40, n. 8, p. 1569–76, maio. 2006.

POLLARD, P. C.; GREENFIELD, P. F. Measuring in situ bacterial specific growth rates and population dynamics in wastewater. *Elsevier Science*, v. 31, p. 1074–1082, 1997.

PUIGAGUT, J. et al. Are ciliated protozoa communities affected by macrophyte species, date of sampling and location in horizontal sub-surface flow constructed wetlands? *Water research*, v. 46, n. 9, p. 3005–13, 2012.

SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. Anais. Lima, Peru. 1998.

SILVA, G., N; OLIVEIRA, V., L. *Microbiologia: manual de aulas práticas*. Florianópolis, SC: Ed. da UFSC, 155p, 2004.

SPENCER, P. D. *The Biological Basis of Wastewater Treatment*. [s.l.] Strathkelvin Instruments, p. 20. 2005

TRUU, J. et al. Variation of Microbiological Parameters Within Planted Soil Filter for Domestic Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 40, n. 6, p. 1191–1200, 2005.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *The Science of the total environment*, v. 407, n. 13, p. 3958–71, 2009.

VON SPERLING, M. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v. 2. Belo Horizonte, MG. Editora UFMG, 211p, 1996.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the total environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48–65, 2007.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010.

ZHANG, C.-B. et al. Plant functional group richness-affected microbial community structure and function in a full-scale constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 9, p. 1360–1368, 2011.