

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E
AMBIENTAL**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DA
BOVINOCULTURA DE LEITE EMPREGANDO
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Catiane Pelissari

**Santa Maria, RS, Brasil
2013**

**TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DA
BOVINOCULTURA DE LEITE EMPREGANDO *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL**

Catiane Pelissari

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Área de Recursos Hídricos e Saneamento, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção parcial do grau de
Mestre em Engenharia Civil e Ambiental

Orientadora: Dr^a Delmira Beatriz Wolff
Co-orientador: Dr. Pablo Heleno Sezerino

Santa Maria, RS, Brasil
2013

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro Tecnológico
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DA
BOVINOCULTURA DE LEITE EMPREGANDO *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL**

elaborada por
Catiane Pelissari

como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Engenharia Civil e Ambiental

COMISSÃO EXAMINADORA

Paula Loureiro Paulo, Dr.^a
Examinador/UFMS

Elvis Carissimi, Dr.
Examinador/UFMS

Delmira Beatriz Wolff, Dr.^a
Orientadora/UFMS

Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Co-orientador/UFSC

Santa Maria, 18 de fevereiro de 2013.

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Pelissari, Catiane
TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DA BOVINOCULTURA
DE LEITE EMPREGANDO WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO
SUBSUPERFICIAL / Catiane Pelissari.-2013.
147 p.; 30cm

Orientadora: Delmira Beatriz Wolff
Coorientador: Pablo Heleno Sezerino
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2013

1. Bovinocultura leiteira 2. Tratamento de efluente
líquido 3. Wetlands Construídos 4. Evapotranspiração 5.
Macrófitas I. Wolff, Delmira Beatriz II. Sezerino, Pablo
Heleno III. Título.

AGRADECIMENTOS

- Aos meus pais, pelo suporte oferecido à minha formação;
- A professora Delmira Beatriz Wolff, por ter aceitado o desafio de me orientar ao longo dessa jornada;
- Ao professor Pablo Heleno Sezerino, por estar presente desde o começo da minha caminhada, pelos incentivos, pelas discussões, por ter acreditado no meu trabalho e, sobretudo pela amizade, sem o qual não seria possível ter realizado essa pesquisa;
- A professora Alessandra P. Bento, pela amizade, pelo apoio e pelos auxílios prestados;
- A Samara T. Decezaro, por toda ajuda experimental, pelo companheirismo. Samara essa dissertação é nossa!
- Aos colegas do PPGEC;
- Aos colegas do Núcleo de Pesquisa e Extensão Engenharia Ambiental;
- À CAPES e ao CNPq.

Muito obrigada.

*“Quando todos pensam igual, é porque
ninguém está pensando.”
(Walt Lippman)*

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental
Universidade Federal de Santa Maria

TRATAMENTO DE EFLUENTE PROVENIENTE DA BOVINOCULTURA DE LEITE EMPREGANDO *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL

AUTORA: CATIANE PELISSARI
ORIENTADORA: DR.^a DELMIRA BEATRIZ WOLFF
Data e Local da Defesa: Santa Maria, 18 de fevereiro de 2013.

Os efluentes oriundos das instalações de bovinocultura leiteira, quando mal gerenciados podem promover impactos ambientais significativos, necessitando, portanto, da implantação de alternativas tecnológicas com vistas à manutenção da qualidade ambiental. Dentre elas destacam-se os filtros plantados com macrófitas – FPM (*wetlands* construídos), os quais são sistemas com baixo requerimento operacional, projetados para atuar na depuração de efluentes de origens diversas. A utilização desta tecnologia voltada para o tratamento de efluentes produzidos em salas de ordenha de bovinocultura de leite vem sendo intensificadas desde 1998, contudo, no Brasil poucos são os estudos relacionados com este tipo de efluente. Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a aplicabilidade de filtros plantados com macrófitas, empregados no tratamento do efluente de uma instalação de bovinocultura de leite. Implantou-se duas unidades FPM pós lagoa de armazenamento (área 116 m²), a qual recebe efluente proveniente de uma unidade produtiva leiteira (capacidade diária de produção de 140 litros de leite). Os FPM foram operados em paralelo e caracterizam-se, por um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal– FPMH (área superficial de 26,5 m²) e um filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical– FPMV (área superficial de 14,3 m²). Ambos os filtros foram escavados no solo, impermeabilizados, preenchidos com areia grossa ($d_{10} = 0,30$ mm e $d_{60} = 0,75$ mm) como material filtrante e plantados com a macrófita *Typha domingensis* Pers. O FPMH operou sob um regime hidráulico de 3,98 m³/semana e o FPMV com 4,5m³/semana. O efluente tratado foi infiltrado no solo, através de valas de infiltração construídas no local. Por meio do monitoramento físico-químico e biológico ao longo de 12 meses, verificou-se maior desempenho de efluente tratado para o FPMH com eficiências médias de remoção em termos de carga de 87% de DQO, 81% de DBO, 90% de SS, 80% de NTK, 80% N-NH₄ e 68% de P-PO₄³⁻, respectivamente. Para o FPMV as eficiências obtidas foram de 70% de DQO, 52% de DBO, 70% de SS, 73% de NTK, 81% de N-NH₄ e 16% de P- PO₄³⁻, respectivamente. Foi quantificado uma evapotranspiração média de 49% para o FPMH, sendo que as maiores taxas de evapotranspiração ocorreram nos meses em que a temperatura e a área foliar das macrófitas foram maiores. Notou-se que os maiores teores de nutrientes no tecido foliar das macrófitas ocorreram simultaneamente com as maiores velocidades de crescimento das mesmas, que se deram no início do desenvolvimento das plantas. O tecido foliar das macrófitas do FPMH foi responsável por remover 5,12% da carga de N e 3,16% da carga de P aplicada no filtro, já no FPMV as macrófitas removeram 0,88% da carga aplicada de N e 0,30% da carga aplicada de P. A partir dos resultados obtidos nesse estudo recomenda-se a utilização dos FPM como uma alternativa tecnológica de tratamento de efluente líquido oriundo das instalações de bovinocultura de leite.

Palavras-chave: Bovinocultura Leiteira. Efluente Líquido. Tratamento. *Wetlands* Construídos. Evapotranspiração. Macrófitas.

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Professional Graduation Program in Civil Engineering Environmental
Federal University of Santa Maria, RS, Brazil

TREATMENT OF DAIRY CATTLE WASTEWATER APPLING SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS

AUTHOR: CATIANE PELISSARI
ADVISER: DR^a. DELMIRA BEATRIZ WOLFF
Defense Place and Date: Santa Maria, 18 February, 2013.

The wastewater from the dairy cattle installations, when poorly managed, unleashes environmental impacts. Because of this, it requires the implementation of technological alternatives with a goal of maintaining environmental quality. Alternatively it is highlight the constructed wetlands, which are systems with low operational requirement designed for treatment of wastewater from various origins. The utilization of this technology, which aims to treat wastewater from the dairy cattle, has been intensified since 1998. Nevertheless, in Brazil there are few studies related to this type of wastewater. This study aims evaluating the applicability of constructed wetlands for the treatment of dairy cattle wastewater. In this study it was implanted two units of artificial wetlands post storage tank (area 116 m²), which receives effluent from a dairy production unit (daily production capacity of 140 liters milk). The constructed wetlands were operated in parallel and are characterized by a horizontal flow constructed wetlands - HFCW (surface area of 26.5 m²) and vertical flow constructed wetland (VFCW) (surface area of 14.3 m²). Both filters were excavated in the soil and water proofed, filled with coarse sand ($d_{10} = 0.30$ mm and $d_{60} = 0.75$ mm) as filter material and planted with macrophyte *Typha domingensis* Pers. The filters were fed under a hydraulic regime of 3.98 m³/week for HFCW and 4.5m³/week for VFCW. The treated effluent was infiltrated in the soil, through swales constructed in the experiment area. By physico-chemical and biological over 12 months was observed better performance related to the treated effluent in HFCW with average loading removal of 87% of COD, 81% BOD, 90% of SS , 80% TNK 80% NH₄-N and 68% PO₄³⁻- P, respectively. To VFCW the obtained rates were 70% of COD, BOD of 52%, 70% of SS, 73% of TNK , 81% of NH₄-N and 16% of PO₄³⁻- P, respectively. It was quantified an average evapotranspiration of 49% in HFCW, whereas the majors evapotranspiration rates occurred in months with higher temperature and in higher macrophytes foliar area. The greatest nutrient content found in the macrophytes occurred simultaneously with the highest growing velocities, which occurred in the beginning of plant development. The foliar tissue of HFCW was responsible for removal of 5.12% of the N load and 3.16% of the P load applied. In VFCW the macrophytes removed 0.88% of the applied N load and 0.30% of the applied P load. From the results obtained in this study recommends the use of constructed wetlands as an alternative technology to the treatment of wastewater originating from the dairy cattle facilities.

Keywords: Dairy Cattle. Wastewater. Treatment. Constructed wetlands. Evapotranspiration. Macrophytes.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Classificação dos <i>Wetlands</i> construídos.....	24
Figura 2 -	Esquema representado o FPMH.....	26
Figura 3 -	Esquema representando o FPMV.....	27
Figura 4 -	Armazenamento de N nos filtros plantados com macrófitas.....	39
Figura 5 -	Armazenamento de P nos filtros plantados com macrófitas.....	44
Figura 6 -	Localização geográfica de Frederico Westphalen.....	46
Figura 7 -	Instalações de bovinocultura de leite; a) vista externa a área de alimentação; b) vista externa da sala de ordenha; c) vista interna da área de alimentação; d) vista interna da sala de ordenha.....	47
Figura 8 -	Alguns constituintes do efluente gerado na sala de ordenha; a) leite derramado; b) água de lavagem; c) sedimentos deixados pelos animais.....	48
Figura 9 -	Esquema da estação de tratamento estudada (sem escala).....	49
Figura 10 -	Vista geral da estação de tratamento de efluentes estudada (sem escala).....	50
Figura 11 -	Foto da Lagoa de armazenamento estudada.....	50
Figura 12 -	Curva granulométrica obtida pela areia empregada nos FPM.....	52
Figura 13 -	Procedimento adotado para a realização do plantio. a) plantas em seu ambiente natural; b) plantas coletadas; c) detalhe do rizoma a ser plantado; d) retirada da parte aérea; e) rizomas prontos para plantio; f) plantio da macrófita.....	53
Figura 14 -	Dimensões adotadas no FPMH.....	54
Figura 15 -	Reservatório equalizador e caixa de inspeção de vazão.....	55
Figura 16 -	Construção do FPMH; a) escavação do leito; b) impermeabilização do leito com lona plástica; c) resistência mecânica com manta de poliéster; d) término da impermeabilização do filtro; e) assentamento do material filtrante; f) FPMH com o material filtrante pronto e plantado.....	56
Figura 17 -	Tubulações empregadas no FPMH; a) vista da tubulação de alimentação do leito; b) detalhe da perfuração da tubulação de coleta do filtro.....	56
Figura 18 -	Plantio realizado no FPMH.....	57
Figura 19 -	Destino do efluente após percolação pelo FPMH. a) caixa de inspeção do FPMH; b) vala de infiltração construída após o FPMH.	57
Figura 20 -	Controle de vazão. a) caixa de medição de vazão afluente do FPMH; b) medição de vazão sendo realizada.....	58
Figura 21 -	Dimensões adotadas para o FPMV.....	59
Figura 22 -	Etapas da construção do FPMV. a) escavação no solo; b) impermeabilização com lona; c) assentamento de manta de “Bidim” para promover resistência a lona; d) primeira camada de brita utilizada na confecção do material filtrante; e) detalhe da tubulação de coleta do efluente; f) areia distribuída no FPMV; g) detalhe da última camada de brita; h) término do assentamento do material filtrante; i) FPMV plantado.....	60
Figura 23 -	Tubulações do FPMV. a) tubulação de coleta/drenagem; b) tubulação de alimentação.....	61

Figura 24 - FPMV após plantio.....	62
Figura 25 - Destino do efluente após percolação pelo FPMV. a) caixa de inspeção do FPMV; b) vala de infiltração.....	62
Figura 26 - Detalhes da bomba e <i>timer</i> utilizado na alimentação do FPMV.....	63
Figura 27- Caixa de medição de vazão do afluente do FPMV.....	64
Figura 28 - Poda nos PM; a) detalhe do corte realizado nas macrófitas; b) poda realizada 30 cm acima do material filtrante; c) FPMH podado; d) FPMV podado; e) leiras de compostagem f) leiras de compostagem após 1 mês de implantação.....	65
Figura 29 - Retirada das plantas invasoras dos FPM. a) detalhe das plantas invasoras; b) retirada das plantas invasoras.....	66
Figura 30 - Locais de amostragem.....	66
Figura 31 - Medição de vazão do efluente do FPMH.....	68
Figura 32 - Poda das macrófitas 30 cm acima do material filtrante.....	69
Figura 33 - Divisão em quadrantes no FPMH.....	70
Figura 34 - Divisão em quadrantes no FPMV.....	70
Figura 35 - Monitoramento do crescimento; a) identificação das macrófitas para análise do crescimento; b) medição do crescimento das macrófitas identificadas.....	71
Figura 36 - Coleta das macrófitas. a) macrófitas coletadas para análise; b) detalhe da identificação de cada quadrante.....	72
Figura 37 - Principais etapas empregadas para análise do crescimento e nutrientes no tecido foliar. a) poda; b) macrófitas podadas 30 cm acima do material filtrante; c) divisão em quadrantes; d) macrófitas marcadas para análise do crescimento; e) medição do crescimento; f) coleta das macrófitas para análise do teor de nutrientes do tecido foliar.....	73
Figura 38 - Vazão aplicada nos FPM. a) gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando valores discrepantes, medianos e extremos observados com o regime aplicado ao FPMH. b) gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando valores discrepantes, medianos e extremos observados com o regime aplicado ao FPMV; c) comportamento da vazão aplicada ao FPMH; d) comportamento da vazão aplicada ao FPMV.....	77
Figura 39 - Curva de geração do efluente drenado no FPMH, confeccionado a partir de valores médios obtidos sob 20 amostragens.....	79
Figura 40 - Curva de geração do efluente drenado no FPMV, confeccionado a partir de valores médios obtidos sob 8 amostragens.....	79
Figura 41 - Valores médios mensais de temperatura, umidade do ar e precipitação mensal acumulada na área de influencia de estudo para o ano de 2012.....	81
Figura 42 - EVT média diária referente aos meses de maio a setembro de 2012..	82
Figura 43 - Média dos ensaios mensais de EVT ao longo do período avaliado.....	83
Figura 44 - Comportamento do pH dos tratamentos ao longo do período de estudo.....	86
Figura 45 - Comportamento da temperatura dos tratamentos ao longo do período de estudo.....	87
Figura 46 - Comportamento da alcalinidade dos tratamentos ao longo de período de estudo.....	88
Figura 47 - Comportamento da DQO dos tratamentos ao longo do período de abril a outubro de 2012.....	89

Figura 48 - Gráfico <i>boxplot</i> demonstrando valores medianos, discrepantes e extremos da DQO no efluente final dos FPM.....	90
Figura 49 - Comportamento da concentração de DBO dos tratamentos ao longo do período de estudo.....	92
Figura 50 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> demonstrado valores médios, desvio padrão, discrepantes e extremos de DBO do FPMH e FPMV.....	92
Figura 51 - Comportamento da concentração de SS dos tratamentos ao longo do período de estudo.....	94
Figura 52 - Correlação entre carga aplicada e removida de SS no FPMH.....	95
Figura 53 - Curva de drenagem do efluente do FPMV construída com base em valores médios referentes a 2 amostragens mensais. a) junho de 2012; b) setembro de 2012.....	97
Figura 54 - Comparação nas concentrações de NTK e Norg. entre os tratamentos. a) NTK; b) Norg.....	98
Figura 55 - Proporções médias das diferentes formas nitrogenadas no efluente dos tratamentos estudados. A) LA; B) FPMH; C) FPMV.....	99
Figura 56 - Concentração de Nox no afluente e efluente do FPMH.....	100
Figura 57 - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do afluente e efluente do FPMH, e concentrações de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato do efluente FPMH ao longo do período de estudo.....	101
Figura 58 - Concentração de Nox do afluente e efluente do FPMV.....	103
Figura 59 - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do afluente e efluente do FPMV, e concentrações de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato do efluente FPMV ao longo do período de estudo.....	105
Figura 60 - Balanço de nitrogênio inorgânico do FPMH e FPMV.....	106
Figura 61 - Balanço de NTK estimado nos FPM.....	107
Figura 62 - Comportamento evolutivo de $P-PO_4^{3-}$ do afluente e efluente do FPMH ao longo do período de estudo.....	108
Figura 63 - Comportamento evolutivo de $P-PO_4^{3-}$ do afluente e efluente do FPMV ao longo do período de estudo.....	109
Figura 64 - Altura média das macrófitas. a) FPMH; b) FPMV.....	112
Figura 65 - Estágios de desenvolvimento das macrófitas no FPMH. a) inflorescência das macrófitas; b) tombamento das macrófitas.....	112
Figura 66 - Velocidade de crescimento das macrófitas. a) FPMH; b) FPMV.....	113
Figura 67 - Desenvolvimento das macrófitas no FPMH. a) zona morta; b) macrófitas mortas retiradas do FPMH.....	114
Figura 68 - Desenvolvimento mensal da macrófita <i>Typha dominguensis</i> Pers. no FPMH, durante os meses de maio a outubro de 2012.....	116
Figura 69 - Desenvolvimento mensal da macrófita <i>Typha dominguensis</i> Pers. no FPMV, durante os meses de maio a outubro de 2012.....	117
Figura 70 - Carga aplicada e eficiência de remoção de carga nos FPM.....	123
Figura 71 - Padrões de lançamento de efluente segundo CONSEMA 128/2006.....	124
Figura 72 - Integração dos FPM a localidade de estudo.....	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Comparação físico-química de efluentes produzidos em instalações de bovinocultura de leite e efluente doméstico apresentados pela literatura.....	21
Tabela 2 -	Equivalente populacional de várias espécies de animais, tendo-se como base o valor de 54gDBO/hab.dia.....	22
Tabela 3 -	Papel dos micro-organismos no tratamento de efluentes.....	30
Tabela 4 -	Características dos três tipos de macrófitas amplamente estudados nos FPM.....	33
Tabela 5 -	Papel das plantas nos filtros plantados com macrófitas.....	34
Tabela 6 -	Características das macrófitas utilizadas nos filtros plantados.....	35
Tabela 7 -	Mecanismos de depuração de poluentes nos filtros plantados.....	36
Tabela 8 -	Magnitudes das transformações do nitrogênio nos FPM.....	39
Tabela 9 -	Influência de parâmetros na nitrificação.....	41
Tabela 10 -	Desempenho dos FPM aplicado ao tratamento de efluente de bovinocultura de leite.....	46
Tabela 11 -	Vazões de projeto do FPMH.....	58
Tabela 12 -	Vazões de projeto do FPMV.....	63
Tabela 13 -	Parâmetros analisados e metodologia empregada.....	67
Tabela 14 -	Faixa de leitura dos parâmetros analisados.....	67
Tabela 15 -	Coefficientes de correlação de Pearson.....	74
Tabela 16 -	Correlações de Pearson entre variáveis climáticas, crescimento das macrófitas e evapotranspiração do FPMH.....	81
Tabela 17 -	Resumo estatístico dos resultados obtidos a partir das amostragens realizadas de novembro/2011 a outubro/2012.....	85
Tabela 18 -	Balço de oxigênio realizado junto ao FPMV segundo proposto por Platzer (1999).....	104
Tabela 19 -	Correlações de Pearson FPMH.....	110
Tabela 20 -	Correlações de Pearson FPMV.....	111
Tabela 21 -	Número de indivíduos nos FPM.....	115
Tabela 22 -	Teores de N e P no tecido vegetal da <i>Typha domingensis</i> Pers....	118
Tabela 23 -	Desenvolvimento e incorporação de N e P pelo tecido foliar da <i>Typha domingensis</i> Pers. nos FPM.....	120
Tabela 24 -	Resultado estatístico obtido com o teste ANOVA para o FPMH e FPMV.....	121
Tabela 25 -	Cargas aplicadas e removidas no FPMH.....	122
Tabela 26 -	Cargas aplicadas e removidas no FPMV.....	122

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA	Análise de Variância
APHA	American Public Health Association
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
C_u	Coeficiente de Uniformidade
d_{10}	Diâmetro Efetivo
d_{60}	Diâmetro a 60 %
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DP	Desvio Padrão
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de tratamento de efluente
EVT	Evapotranspiração
FPMH	Filtros Plantados com macrófitas de fluxo Horizontal
FPM	Filtros Plantados com macrófitas
FPMV	Filtros Plantados com macrófitas de fluxo Vertical
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IN	Entrada Afluente
IWA	International Water Association
LAE	Laboratório de Águas e Efluentes
LA	Lagoa de Armazenamento
LMCC	Laboratório de Materiais e Construção Civil
Norg.	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
$N-NH_4$	Nitrogênio Amoniacal
$N-NO_2^-$	Nitrogênio Nitrito
$N-NO_3^-$	Nitrogênio Nitrato
NUPEEA	Núcleo de Pesquisa e Extensão Engenharia Ambiental
OD	Oxigênio Dissolvido
OUT	Saída efluente
P	Precipitação
pH	Potencial Hidrogênico
$P-PO_4^{3-}$	Fósforo Ortofosfato
PPGEC	Programa de Pós Graduação Engenharia Civil e Ambiental
SS	Sólidos Suspensos
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS (continuação)

STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
U	Coeficiente de Uniformidade
UFMS	Universidade Federal de Santa Maria
USEPA	U.S. Environmental Protection Agency
WPCF	Water Pollution Control Federation

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice A- Rotina de operação dos Filtros Plantados com Macrófitas.....	140
Apêndice B- Monitoramento físico-químico e biológico do efluente bruto de bovinocultura leiteira e afluente e efluente dos filtros plantados com macrófitas.....	141

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
1.1	Objetivos	18
1.1.1	Objetivo geral	18
1.1.2	Objetivos específicos	18
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1	Efluentes produzidos em ambientes de produção animal e salas de ordenha	20
2.2	Wetlands construídos	22
2.2.1	Wetlands de escoamento subsuperficial – filtros plantados com macrófitas	24
2.2.2	Classificação dos filtros plantados com macrófitas (FPM)	24
2.3	Elementos atuantes nos filtros plantados com macrófita	28
2.3.1	Material Filtrante	28
2.3.2	Micro-organismos	30
2.3.3	Macrófitas	32
2.4	Mecanismos de remoção de poluentes	35
2.4.1	Remoção de matéria carbonácea	36
2.4.2	Remoção de sólidos suspensos	37
2.4.3	Transformações das séries nitrogenadas	38
2.4.4	Retenção e remoção de fósforo	44
2.5	Desempenho dos filtros plantados com macrófitas no tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura	45
3	MATERIAL E MÉTODOS	47
3.1	Descrição do local de estudo	47
3.2	Descrição das instalações de bovinocultura	47
3.3	Características do efluente produzidos nas instalações de bovinocultura leiteira	48
3.4	Descrição da estação de tratamento de efluentes	49
3.4.1	Lagoa de Armazenamento- LA	50
3.4.2	Filtros plantados com macrófitas (FPM)	51
3.5	Aspectos operacionais realizados no FPMH e FPMV	64
3.6	Monitoramento físico, químico e biológico	66
3.7	Evapotranspiração- EVT no FPMH	68
3.8	Monitoramento do crescimento e assimilação de nutrientes pelo tecido foliar das macrófita <i>Typha domingensis</i> Pers.	69
3.8.1	Monitoramento do crescimento da macrófita <i>Typha domingensis</i> Pers.	69
3.8.2	Assimilação de nutrientes pelo tecido foliar da macrófita <i>Typha domingensis</i> Pers.	71
3.9	Análise estatística	73
3.10	Dados climáticos	74

4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	76
4.1	Regime hidráulico e aspectos operacionais	76
4.1.1	Regime hidráulico	76
4.1.2	Aspectos operacionais	80
4.2	Evapotranspiração no FPMH	80
4.3	Qualidade do efluente tratado	83
4.3.1	Valores de pH, temperatura e alcalinidade	84
4.3.2	Remoção de matéria orgânica carbonácea	88
4.3.3	Remoção de sólidos	93
4.3.4	Remoção e conversão de nutrientes	98
4.3.5	Correlações entre os parâmetros que indicam a qualidade do efluente	110
4.4	Desenvolvimento e assimilação de nutrientes pelas macrófitas	111
4.4.1	Desenvolvimento das macrófitas	111
4.4.2	Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar	117
4.4.3	Remoção de nutrientes pelas macrófitas – N e P incorporados no tecido foliar	119
4.5	Desempenho global dos FPM	121
5	CONCLUSÃO	126
6	RECOMENDAÇÕES	128
7	REFERÊNCIAS	129

1 INTRODUÇÃO

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, a cadeia produtiva do leite é uma das mais importantes do complexo agroindustrial brasileiro. Em 2010 o Brasil produziu 31.667,600 toneladas de leite, ocupando a quinta posição no ranking mundial de produção (ZOCCAL, 2011).

O estado do Rio Grande do Sul é o segundo maior produtor de leite do Brasil, representando 12% da produção total nacional, com uma produção de 3.896,650 mil litros de leite no ano de 2011, sendo que 2.614.988 litros de leite foram produzidos na região noroeste deste estado, a qual ocupa o primeiro lugar de produtividade no *ranking* nacional (ZOCCAL, 2012).

Os efluentes provenientes do manejo de operações com animais, principalmente atividades oriundas da bovinocultura são compostos principalmente por urina, esterco, detergentes provenientes da limpeza da sala de ordenha, resíduos de leite, além de sólidos, DBO e nutrientes como nitrogênio e fósforo, os quais são os constituintes mais importantes em águas residuais de animais, pois são responsáveis pela eutrofização. Essa situação agrava-se principalmente em áreas relativamente pequenas, onde a disponibilidade de espaço é limitada e concentra-se uma grande quantidade de animais, como é o caso da sala de ordenha que recebe fluxo constante de bovinos, ocasionando como consequência a geração de efluentes.

Diante deste panorama, e levando em consideração que as instalações de bovinocultura podem produzir de 25 a 40L de efluente diariamente por vaca ordenhada (Mantovi *et al.* 2003), torna-se imprescindível a adoção de tecnologias para o tratamento de efluentes de origem bovina, pois atualmente existem grandes desafios em constituir um ponto de equilíbrio entre a produção intensiva e a sustentabilidade ambiental.

Dado que existe uma grande lacuna na produtividade animal e conseqüentemente, no gerenciamento dos respectivos dejetos líquidos com a preservação do meio ambiente, é indispensável a adoção de tecnologias relevantes as perspectivas das localidades produtoras de leite. Nessa direção, destaca-se

aplicação de tecnologias naturais de tratamento de efluente, tais como os *wetlands* construídos.

Os *wetlands* construídos, conhecidos também como filtros plantados com macrófitas, vêm se expandindo cada vez mais em várias partes do mundo, independentemente do grau de desenvolvimento do país. Estes sistemas possuem vantagens de possibilidade de reuso do efluente tratado e de aproveitamento da biomassa, como por exemplo, as macrófitas. No Brasil, as vantagens se estendem às condições climáticas favoráveis e disponibilidade de área territorial na maioria das regiões. Além do mais, tal tecnologia vem demonstrando boa adaptação nos mais variados cenários, apresentando-se como um sistema naturalmente integrado ao meio ambiente sendo atrativo para manter aspectos paisagísticos do meio rural.

Para esse propósito, o presente trabalho pretende avaliar a aplicabilidade de um sistema de tratamento de efluentes tipo *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial como alternativa para tratamento de efluentes de uma instalação de bovinocultura de leite, localizada no noroeste do estado do Rio Grande do Sul.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Estudar a aplicabilidade dos filtros plantados com macrófitas como alternativa para o tratamento de efluente de uma instalação de bovinocultura de leite.

1.1.2 Objetivos específicos

Avaliar a qualidade final do efluente em termos de remoção de sólidos, matéria orgânica carbonácea, fósforo – ortofosfato e as conversões do nitrogênio;

Analisar a interferência da evapotranspiração no filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, sob clima subtropical;

Analisar o crescimento da biomassa vegetal das macrófitas, para os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical e horizontal;

Avaliar o comportamento da macrófita *Typha domingensis* Pers. na remoção de nitrogênio e fósforo nas diferentes etapas do seu crescimento;

Estabelecer uma análise comparativa dos resultados em termos de qualidade do efluente, parâmetros operacionais e desenvolvimento das macrófitas para o filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal e vertical submetidos às condições climáticas da região noroeste do RS.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Efluentes produzidos em ambientes de produção animal e salas de ordenha

As atividades agropecuárias causam modificações físicas, químicas e biológicas no ambiente, sendo a extensão destas modificações dependentes da escala de produção. O grande desafio é adequar a produção animal à demanda da população e manter a sustentabilidade ambiental.

Healy *et al.* (2007), afirmam que o volume de efluente gerado nas salas de ordenhas é dependente das práticas aplicadas pelos produtores. Fatores como número de ordenhas diárias e vacas ordenhadas interferem diretamente. Os autores expõem ainda que em média, são gastos 50L de água por vaca/dia, no entanto, esses valores podem ser ultrapassados, especialmente onde ocorre a falta de gestão do uso da água.

Silva e Roston (2010) afirmam que a produção de efluentes orgânicos originados por confinamentos de vacas leiteiras variam de 9% a 12% do peso vivo do rebanho por dia, e depende, também, do volume de água utilizado na limpeza e desinfecção das instalações e equipamentos da unidade de produção.

Os efluentes provenientes do manejo de operações com animais, principalmente atividades oriundas da bovinocultura, apresentam alta composição de nutrientes e matéria carbonácea, resultando na maior demanda de oxigênio para a estabilização da matéria orgânica e na eutrofização dos corpos d' águas superficiais (SCHAAFSSMA, 2000).

Conforme Healy *et al.* (2007), as águas de lavagem produzidas na sala de ordenha contém dejetos (urina e fezes) de animais, leite, produtos utilizados na limpeza (detergente), água, restos de animais como células mortas e pêlos. As concentrações de contaminantes presentes nesses efluentes são mais elevadas, quando comparados com esgoto doméstico, conforme é apresentado na tabela 1.

Tabela 1- Comparação físico-química de efluentes produzidos em instalações de bovinocultura de leite e efluente doméstico apresentados pela literatura.

Tipo de efluente	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	P _{Total} (mg/L)	SST (mg/L)	Autores
Efluente produzido em instalações de bovinocultura	-	-	-	-	-	3.585	Silva e Roston (2010)
	2.811	6.144	-	366	89,3	6.144	Wood <i>et al.</i> (2007)
	1.200	-	-	52	44	26	Muñoz <i>et al.</i> (2006)
	2.680	-	102	7,8	25,7	1.284	Newman <i>et al.</i> (2000)
	2.300	-	-	36,00	15	921	Dunne <i>et al.</i> (2005)
Efluente doméstico	350	700	-	30	14	1000	Von Sperling (1995)

Mantovi *et al.* (2003) relatam no seu estudo, a dificuldade em caracterizar efluentes produzidos em sala de ordenha de bovinocultura, pois nesses locais ocorre uma grande variação quanto ao número de vacas ordenhadas, a quantidade de água e detergentes utilizados, entre outros componentes empregados. Wood *et al.* (2007) também analisaram um elevado valor no desvio padrão constatado na caracterização de efluentes produzidos na sala de ordenha de estudo, os autores justificam essa variabilidade em função das práticas operacionais do local de pesquisa.

Von Sperling (1995) relata que no Brasil, uma pessoa elimina em média 54 g de DBO₅/dia. O equivalente populacional ou população equivalente é uma unidade que indica o grau de poluição de resíduos agroindustriais, em relação ao poder poluente de uma pessoa, considerando-se o parâmetro de DBO. Na tabela 2 é destacado o equivalente populacional de várias espécies de animais. Como se pode observar, a carga orgânica produzida por uma vaca é equivalente à carga orgânica produzida por 16 pessoas. Silva e Roston (2010) relatam ainda no seu trabalho, que uma vaca na propriedade estudada pelos autores, produziu em média por dia 21,30 kg de leite, contudo a produção diária de dejetos foi de 88,88 kg.

Tabela 2 – Equivalente populacional de várias espécies de animais, tendo-se como base o valor de 54 gDBO/hab.dia.

Origem dos Dejetos	Equivalente Populacional (EP)
Homem	1,00
Vaca	16,40
Cavalo	11,30
Galinha	0,14
Ovelha	2,45
Suíno	3,00

Fonte: Derisio (1992)¹ *apud* Campos (1997).

2.2 Wetlands construídos

Os *wetlands* construídos são tecnologias que imitam os *wetlands* naturais, os quais são ecossistemas que se encontram em constante transição entre ambientes aquáticos e terrestres, onde inúmeros agentes tais como solo, vegetação, radiação, luz solar interagem entre si, ocorrendo uma doação, recebimento e ciclagem de nutrientes sucessivamente.

Contudo, os *wetlands* construídos possuem a vantagem de serem construídos, podendo assim ter flexibilidade quanto à seleção de locais para a implantação, dimensionamento e, sobretudo o controle hidráulico e o tempo de detenção, o que resulta no maior desempenho dos resultados obtidos. Esses sistemas são estudados a mais de meio século, entretanto, até o momento não existe uma nomenclatura oficial, sendo chamados de filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, zonas de raízes, zonas alagadas construídas, entre outros.

Vários estudos realizados por diversos autores tais como Philippi (2007), Zanella *et al.*(2009), Dornelas *et al.*(2009), Brix e Arias (2005) comprovam que a eficiência desses sistemas é maximizada quando atuam como tratamento secundário de efluentes líquidos, proporcionando assim elevada atuação no processo.

¹DERISIO, J. C. Introdução ao controle de poluição ambiental. São Paulo: CETESB, 1992. 201p

As primeiras pesquisas realizadas sobre a utilização de *wetlands* construídos aplicados no tratamento de águas residuárias foram desenvolvidas pelos pesquisadores alemães Seidel e Kickuth (IWA, 2000).

No entanto, com o avanço das pesquisas, vários tipos de poluentes foram empregados tais como: efluentes de laticínios, efluente têxtil, efluentes de suinocultura, efluente de abatedouro, efluentes produzidos em campos de golf, desaguamento de lodo de tanques sépticos, lixiviados de aterro sanitário, processamento de óleo de oliva, curtume, efluente industrial inorgânico, entre outros (DOMINGOS, 2011).

Os *wetlands* construídos têm apontado adequar-se às diferentes situações e arranjos, proporcionando bom desempenho no tratamento de efluentes. Apesar de sua ampla utilização, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, destacando-se o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, as macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

Os *wetlands* construídos são classificados em dois amplos grupos de acordo com seu regime hidráulico (Figura 1).

- (i). Sistema de lâmina livre ou de escoamento superficial;
- (ii). Sistema de escoamento subsuperficial ou filtros plantados com macrófitas

O presente estudo foi conduzido com *wetlands* de escoamento subsuperficial, dessa forma serão abordados a seguir apenas os *wetlands* de escoamento subsuperficial.

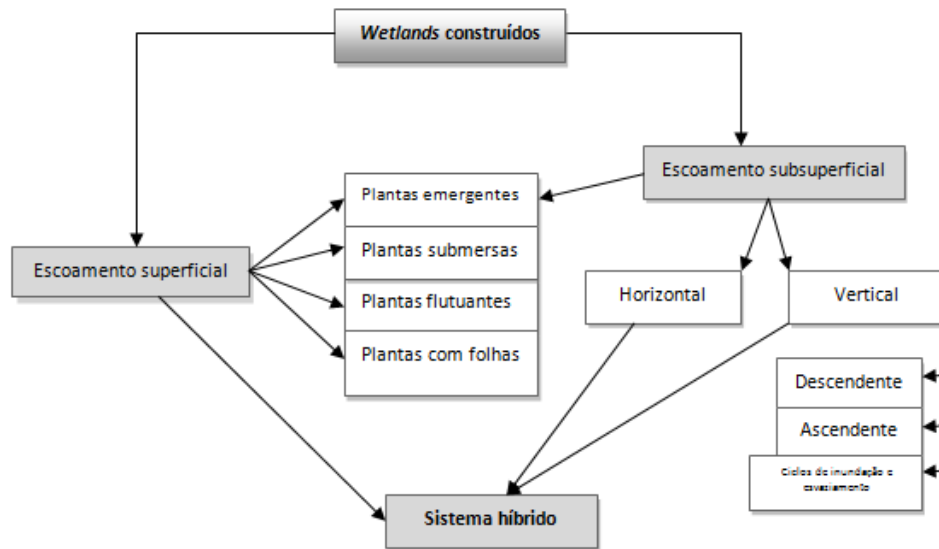


Figura 1 – Classificação dos *Wetlands* construídos

Fonte: Adaptado de Vymazal e Kropfelová, (2008)

2.2.1 *Wetlands* de escoamento subsuperficial – filtros plantados com macrófitas

Esses sistemas são dimensionados para que ocorra a infiltração do efluente no material filtrante, diferentemente dos filtros de escoamento superficial, nos quais permanece uma lâmina de água na superfície.

Os filtros plantados com macrófitas contêm um material filtrante (material de recheio) e macrófitas do tipo emergente (plantadas diretamente no material filtrante). Geralmente esses sistemas são utilizados para remoção de matéria orgânica, retenção de sólidos e remoção de nutrientes, através de processos químicos, físicos e biológicos (HOFFMANN e PLATZER, 2011).

2.2.2 Classificação dos filtros plantados com macrófitas (FPM)

Os FPM são classificados segundo seu fluxo hidráulico, de três formas:

- (i). Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal;
- (ii). Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical;
- (iii). Sistemas híbridos.

Os sistemas híbridos não serão abordados, pois o objeto de estudo são os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical e horizontal, que serão abordados a seguir.

- Filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH)

Essa tecnologia começou a ser estudada na Alemanha, com base em pesquisas realizadas por Kath e Seidel em 1960 e por Reinhold Kickuth em 1970 (VYMAZAL, 2009).

Os filtros de fluxo horizontal possuem zonas de entrada e saída geralmente compostas por brita e material filtrante que preenche o restante do filtro. Esses sistemas são impermeabilizados a fim de impedir a contaminação do lençol freático, e a alimentação ocorre por uma tubulação disposta na zona de entrada onde o efluente percola pelo material filtrante até chegar à zona de saída, onde é coletado pela tubulação de saída/drenagem. Durante o percurso, o efluente percorre um caminho tendendo na horizontal em função de uma declividade de aproximadamente 1% no fundo (Figura 2).

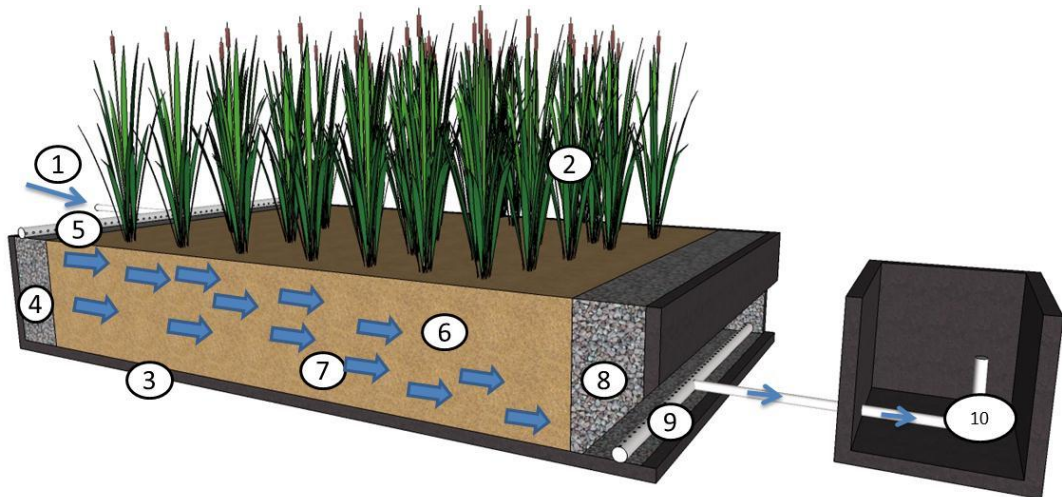


Figura 2 – Esquema representando o FPMH. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta; 10) controlador de nível.

Durante a passagem do efluente dentro do filtro, o mesmo entra em contato com regiões anaeróbias, aeróbias e anóxicas. A camada aeróbia está mais presente próximo das raízes das macrófitas, em função do transporte de oxigênio da parte aérea para as raízes. Quando ocorre a passagem do efluente na rizosfera, sucede-se uma depuração por meio de processos físicos, químicos e biológicos (HOFFMANN e PLATZER, 2011; BRIX, 1997).

Nos sistemas de fluxo horizontal, o princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas, onde micro-organismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada. O oxigênio necessário é promovido pelas macrófitas e pela difusão atmosférica.

Sezerino (2006) relata que os filtros de fluxo horizontal apresentam, de forma geral, boa atuação na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas possuem limitada atuação nas transformações das frações nitrogenadas e fosforadas.

- Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (FPMV)

As primeiras pesquisas com sistemas de fluxo vertical foram desenvolvidas na década de 70, século passado, na Alemanha, sendo inicialmente denominados como *Max Planck Institute Process*, contudo, a denominação mais aceita foi *vertical constructed wetlands* (METCALF e EDDY, 1991).

Esses sistemas são módulos escavados ou construídos no solo, impermeabilizados, possuindo material filtrante (na maioria das vezes composto por brita e areia). As macrófitas, assim como nos FPMH, são do tipo emergente, plantadas diretamente no material filtrante (Figura 3).

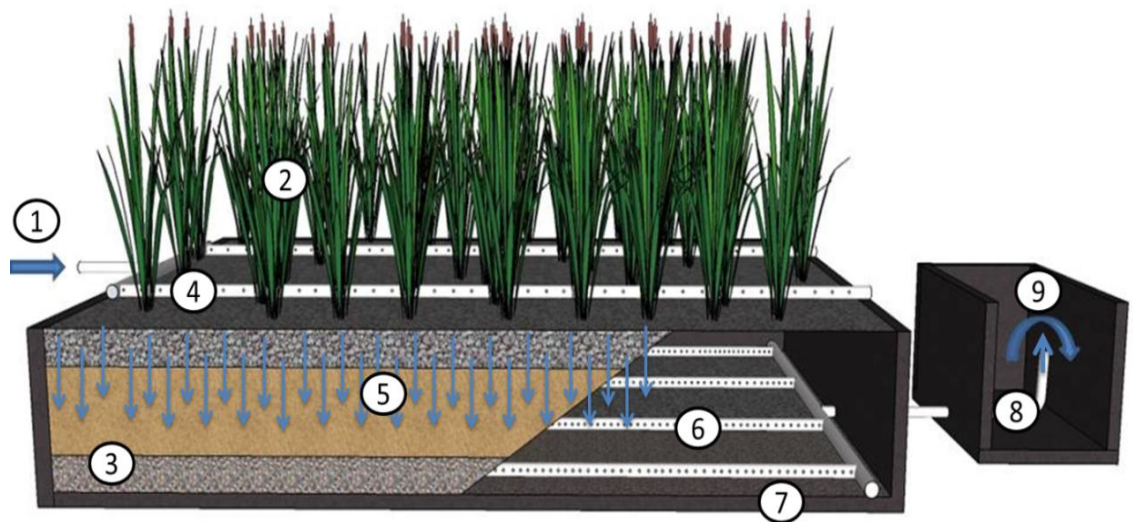


Figura 3 - Esquema representando o FPMV. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) material filtrante; 4) tubulação de alimentação; 5) sentido do fluxo; 6) tubulação de coleta; 7) impermeabilização; 8) controlador de nível; 9) efluente final.

Esses sistemas possuem como característica a alimentação intermitente, promovendo um grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante através da convecção e difusão. Quando nova alimentação é realizada, nova quantidade de oxigênio se adiciona com a quantidade de oxigênio já disposta na massa sólida (COOPER *et.al.* 1996).

Segundo Platzer (1999), se o tempo de aplicação do esgoto nos sistemas de fluxo vertical e sua completa infiltração no material filtrante for curta (menor que 10 minutos), o volume de esgoto que foi aplicado se equivale ao volume de ar atmosférico que entra na massa por convecção (o ar atmosférico contém cerca de 300 mg de O_2/L). Já para a difusão, tem-se cerca de 1 g de $O_2/m^2.hora$.

Desta forma, para que ocorra a nitrificação, a concentração de oxigênio deve ser maior que a demanda (aproximadamente 4,3 mg $O_2/mg N-NH_4$). Para isto, é necessário somar as entradas por convecção e difusão mais o transporte de oxigênio pelas macrófitas, que segundo Kadlec e Knight, (1996) equivale a 0,02 g de oxigênio liberados pelas plantas por m^2 de raiz.

Sezerino (2006) afirma que os módulos verticais vêm sendo utilizados para a remoção de DBO, SS e para a promoção de nitrificação, em função da aderência de bactérias nitrificantes no material filtrante, e uma entrada de oxigênio superior à demanda de conversão da matéria carbonácea.

2.3 Elementos atuantes nos filtros plantados com macrófitas

Os principais elementos que atuam nos filtros plantados com macrófitas são o material filtrante, os micro-organismos e as macrófitas, cada qual desempenha um papel coligado à depuração dos efluentes.

2.3.1 Material Filtrante

Este componente dos filtros plantados com macrófitas merece bastante atenção, pois é necessário manter as condições hidráulicas para que o tratamento aconteça com êxito.

Procura-se um material filtrante que mantenha uma boa condutividade hidráulica, que promova a adsorção de compostos como ortofosfato (PO_4^{3-}) e o íon amônio (NH_4). A desvantagem da utilização de materiais alternativos é o emprego de materiais com características desconhecidas, sendo difícil afirmar se os mesmos são adequados para o uso em sistemas de filtração.

A utilização de um material com granulometria e condutividade hidráulica impróprias são os principais fatores que influenciam no processo de colmatação, portanto, uma má escolha do material a ser empregado no leito filtrante poderá acarretar redução da infiltração do efluente.

Conforme vários autores, Winter e Goetz (2003), Langergraber *et al.* (2003), Sezerino (2006), Cooper (2010), Paoli e Von Sperling, (2011) e Knowles *et al.* (2011), os principais mecanismos que contribuem na colmatação do meio filtrante são a deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos filtros e o excesso de produção de biomassa devido ao crescimento de micro-organismos.

Segundo Sezerino (2006), para filtros plantados com macrófitas aplicados ao tratamento de esgoto, na grande maioria das vezes, utiliza-se areia e/ou brita. As areias tornam-se os materiais mais utilizados e melhor caracterizados, sendo inclusive transcrito na literatura recomendações quanto a sua granulometria e índices físicos.

Vários autores tais como Conley *et al.*(1991), Platzer (1999), Arias *et al.*(2001), Brix e Arias (2005), Philippi e Sezerino (2004), Sezerino (2006), Vymazal e Kropfelová (2008), recomendam as características descritas abaixo para areias utilizadas como material filtrante:

- diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20mm;
- coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;
- coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (Ks), maior ou igual a 10^{-4} m/s ($\geq 10^{-2}$ cm/s ou $\geq 0,36$ m/h).

Para tratamento de efluentes oriundos da atividade de bovinocultura de leite, a literatura aponta a utilização de diversos materiais filtrantes, tais como brita (Silva e Roston, 2010; Wood *et al.*,2007; Muñoz *et al.*,2006; Montovi *et al.*,2003 e Nguyen, 2000), areia (Kern e Breattar, 2002) e outros materiais como solo e calcário (Hill *et al.* 2003).

2.3.2 Micro-organismos

Várias são as comunidades microbianas presente nesses sistemas, dentre elas o grupo das bactérias é o mais representativo, sendo estas responsáveis pela depuração da matéria carbonácea, e as transformações das séries nitrogenadas.

Philippi e Sezerino (2004) descrevem à comunidade microbiana as funções citadas na tabela 3.

Tabela 3 – Papel dos micro-organismos no tratamento de efluentes.

Micro-organismos	Função
Bactérias	Oxidação da matéria carbonácea; Nitrificação e Desnitrificação;
Protozoários	Clarificação do efluente; Degradação da matéria orgânica; Produção de polissacarídeos contribuindo na floculação do material suspenso; Mantêm o equilíbrio ecológico do sistema; Redução da produção do lodo através da ingestão de bactérias floculadas Indicação da qualidade do efluente final;
Micrometazóarios	Contribuem para a manutenção da população de bactérias saudáveis; Diminuem a turbidez do efluente; Atuam na recirculação de nutrientes; Aumentam a penetração do oxigênio; Contribuem na biofloculação; Auxiliam na redução de DBO; Favorecem o balanço ecológico do sistema

Fonte: Philippi e Sezerino, 2004.

O material filtrante deve proporcionar condições ideais para o crescimento microbiano e a adsorção de compostos presentes no efluente. Segundo Truu *et al.*(2009), partículas menores tais como a argila, tem maiores capacidades de proteção da biomassa microbiana, fornecendo uma grande área de superfície para interações micro-organismos e o efluente.

Os micro-organismos nos filtros plantados estão presentes no efluente, aderidos no meio de suporte do material filtrante e na rizosfera das plantas, o que resulta na formação do biofilme.

Conforme Von Sperling (1996), em sistemas aeróbios o oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme até atingir valores nos quais se estabelecem condições anóxicas ou anaeróbias. Cada proporção do biofilme tem papel importante na depuração do efluente, pois nas regiões aeróbias vai ocorrer a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato. Na camada anóxica ocorrerá a desnitrificação e nas regiões anaeróbias ocorrerá a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos.

Segundo Truu *et al.* (2009) o material filtrante é um dos fatores que determinam a localização específica da biomassa microbiana, de forma geral a tendência da diminuição da atividade microbiana está relacionada com a profundidade e a distância da zona de entrada do efluente. Para se ter uma grandeza, segundo Nguyen *et al.* (2000) a atividade microbiana nos primeiros 10 cm do material filtrante é 3 vezes maior que nas camadas mais profundas.

As condições hidráulicas do filtro afetam consideravelmente a estrutura da comunidade microbiana, influenciando na distribuição espacial e as diferentes atividades microbianas, como por exemplo, o potencial de nitrificação e desnitrificação (TRUU *et al.*, 2009).

Nos FPMV utilizando areia como material filtrante, aproximadamente 50% da atividade microbiana se concentra nos primeiros centímetros da areia e 95% da microbiota se concentra nos primeiros 10 cm da areia. Tietz *et al.*(2007) analisaram grande remoção de carbono orgânico nos primeiros 20 cm de material filtrante (principalmente nos 10 primeiros centímetros) .

Liang *et al.* (2003) observaram 105 unidades formadoras de colônias de fungos e 109 unidades formadoras de colônias bacterianas por grama de material filtrante, a partir de 5 cm de profundidade na camada de areia do material filtrante nos FPMV. Segundo o mesmo autor, a estratificação da biomassa microbiana pode em parte ser o resultado das diferentes condições de oxigênio, pois não foram encontradas em estudos realizados, diferenças no número total de bactérias heterotróficas aeróbias nas camadas superiores e inferiores do material filtrante, quando ocorreu entrada de oxigênio até no fundo do filtro.

Segundo Bahgat *et al.* (1999)² *apud* Truu *et al.* (2009) as bactérias oxidantes da amônia colonizaram o material filtrante do FPMV mais rapidamente (10^5 NMP/g),

²BAHGAT, M.; DEWEDAR, A.; ZAYED, A. Sand-filters used for wastewater treatment: buildup and distribution of microorganisms. *Water Research*, v.33, p.1949–55, 1999.

enquanto que as oxidantes de nitrito como as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* se desenvolvem gradativamente e se mantiveram em minoria (10^4 – 10^5 NMP/g).

2.3.3 Macrófitas

Segundo Tundisi e Tundisi, (2008) macrófitas aquáticas é a denominação dada aos organismos que vivem desde em ambientes úmidos até ambientes saturados de água, incluindo organismos flutuantes de pequenas dimensões (1-5 mm) até grandes árvores.

Esses vegetais estabelecem um ambiente com grande quantidade de matéria orgânica e detritos, além de construir um ambiente importante para o desenvolvimento da comunidade microbiana (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

Dentre esse grande grupo, nos filtros plantados com macrófitas emprega-se macrófitas do tipo emergente, visto que as mesmas se destacam em função da sua alta produtividade (MATOS *et al.*, 2010).

Conforme Brasil *et al.* (2007) a escolha da macrófita para ser implantada nos filtros deve estar relacionada com a tolerância das plantas quanto à ambientes alagados contínuos ou conjugados, a presença de poluentes na água (efluente), além de possuir alta velocidade de crescimento e elevada capacidade de absorção de nutrientes. De forma prática deve ser observado a presença da macrófita escolhida na região onde vai ser implantado a estação de tratamento.

As macrófitas mais amplamente utilizadas mundialmente nesses sistemas são *Phragmites australis* (espécie não nativa do Brasil), *Typha* spp. E *Juncus* spp. Na tabela 4 é demonstrado algumas características das macrófitas citadas acima.

Tabela 4 – Características dos três tipos de macrófitas amplamente estudadas nos FPM

Macrófita	Profundidade das raízes (m)	Crescimento (m)
^{1,2} <i>Phragmites australis</i>	0,6 a 1	0,5 a 8 – rápido e denso
^{1,2} <i>Typha spp.</i>	0,3 a 0,4	0,5 a 4 – rápido e denso
³ <i>Juncus spp.</i>	0,6 a 1	0,5 a 4 – variado e moderado

¹Vymazal e Kropfelová,(2008);

²Souza, (2003);

³Cooper *et al.*(1996).

De fato, o papel das macrófitas como um componente essencial nos filtros plantados está bem estabelecido, pois as mesmas estão diretamente ou indiretamente relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes associados a este sistema. As ações atribuídas pelas macrófitas nos filtros plantados são apontadas por Brix (1997) e Brasil *et al.* (2007), conforme descrito a seguir:

- i. Estabilização da superfície do filtro;
- ii. Promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- iii. Aeração da rizosfera;
- iv. Promoção de área disponível para aderência de micro-organismos nas raízes;
- v. Retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional das plantas;
- vi. Embelezamento paisagístico.

Conforme Stottmeister *et al.* (2003) um aspecto dos muitos que ocorrem na rizosfera é a interação entre as raízes e o material filtrante, pois esse mecanismo influencia diretamente no fluxo hidráulico. Segundo IWA (2000), o crescimento das raízes diminui o espaço poroso disponível para a passagem do efluente em sistemas de escoamento subsuperficial, o que resulta na diminuição da condutividade hidráulica. Contudo, Brix (1997) afirma que uma das funções das macrófitas é a manutenção da condutividade hidráulica, o autor argumenta que o crescimento constante das raízes abre caminhos por onde o efluente escoaria. Já Brasil e Matos (2008) afirmam que a condutividade hidráulica nos filtros plantados com macrófitas é

difícil de ser mantida em função da degradação das raízes e de outros fatores como ocorrência de fluxo preferencial.

Ainda Brix (1997) afirma que as principais contribuições das macrófitas para os filtros são mecanismos físicos, os quais são destacados na tabela 5.

Tabela 5 – Papel das plantas nos filtros plantados com macrófitas

Propriedades	Função de auxílio no tratamento de efluentes
Parte aérea	-Redução do crescimento do fitoplancton; - Redução da velocidade do vento; - Potencial estético; - Armazenamento de nutrientes;
Tecidos da planta em contato com o efluente	- Promoção da filtração; -Redução da velocidade do escoamento; -Aderência de micro-organismos; -Liberação de oxigênio; -Retirada de nutrientes;
Raízes e rizomas em contato com o material filtrante	- Prevenção contra a erosão; -Prevenção contra a colmatação nos FPMV; - Liberação de oxigênio; -Retirada de nutrientes;

Fonte: Brix, (1997)

Vários estudos vêm sendo desenvolvidos buscando quantificar a assimilação de nutrientes pelas plantas nos filtros plantados com macrófitas. Sabe-se que durante o período inicial de rápido crescimento, a imobilização de poluentes nos vegetais pode ser importante, mas para a maioria dos poluentes, a assimilação das plantas é de pouca importância quando comparado com as transformações biológicas que ocorrem no maciço filtrante.

O estoque de nutrientes refere-se à quantidade de cada elemento acumulado por unidade de área. Pelo cálculo do estoque de um determinado nutriente, na biomassa aérea de macrófitas, pode-se avaliar a contribuição destes vegetais para a ciclagem de nutrientes na coluna d'água. Greenway e Woolley (2000) demonstram algumas características quanto ao crescimento, produtividade e absorção de nutrientes das macrófitas, as quais são apresentadas na tabela 6.

Tabela 6 – Características de macrófitas utilizadas em filtros plantados.

Espécie	Biomassa	Nitrogênio	Fósforo
	Armazenamento (g/m ²)	Armazenamento (g/m ²)	Armazenamento (g/m ²)
<i>Typha</i>	4,8 - 6,8	0,6 - 156	1,6 - 37,5
<i>Juncus</i>	13 - 2,2	20 - 30	3 - 4
<i>Phragmites</i>	182- 12,7	8,5 - 220	0,3 - 19,1

Fonte: Adaptado de Greenway e Woolley (2000).

Segundo Esteves (1998) existe grande diferença em relação à concentração de nutrientes na biomassa de macrófitas aquáticas de regiões temperadas e de regiões tropicais. A ausência de estações climáticas bem definidas faz com que a dinâmica da comunidade seja bem característica (nascimento e morte constante de indivíduos), o que reflete na dinâmica dos componentes químicos.

Até o momento não existe uma regra geral para realizar o plantio, porém, existem várias recomendações, a fim de melhorar o tempo de adaptação e reduzir as ações de manejo. Quando se trata da retirada de macrófitas dos ambientes naturais e o replantio para o filtro, recomenda-se no caso da *Typha* spp. E *Phragmites australis* que seja feita escavação manual, separando-se rizomas que contenham no mínimo dois nódulos não danificados, sendo que o plantio no maciço filtrante do filtro seja numa inclinação de 45° e numa densidade de 4 rizomas por metro quadrado de filtro (SEZERINO, 2006; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; BRIX, 1997).

2.4 Mecanismos de remoção de poluentes

Nos filtros plantados com macrófitas o processo de depuração do afluente compreende uma variedade de processos físicos, químicos e biológicos, onde os micro-organismos, as plantas e o material filtrante são os constituintes responsáveis pela transformação.

Segundo Philippi e Sezerino (2004) esses sistemas podem trabalhar tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, onde em ambas as configurações inúmeros

mecanismos ocorrem simultaneamente. Na tabela 7 são demonstrados os mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos filtros plantados com macrófitas.

Tabela 7 – Mecanismos de depuração de poluentes nos filtros plantados.

Constituintes dos efluentes	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação Filtração
Matéria orgânica	Decomposição microbiana – aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação
	Nitrificação
	Desnitrificação
	Adsorção
	Volatilização da amônia
	Retirada pela planta
Fósforo	Adsorção
	Retirada pela planta
Metais	Complexação
	Precipitação
	Retirada pela planta
	Oxidação/ Redução microbiana
Patógenos	Sedimentação
	Precipitação
	Filtração

Fonte: Cooper *et al.*(1996)

A seguir serão abordados somente os mecanismos mais relevantes para o presente trabalho.

2.4.1 Remoção de matéria carbonácea

A matéria orgânica presente nos efluentes, geralmente é quantificada em termos de DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO – Demanda Química de Oxigênio. Nos filtros plantados com macrófitas a matéria orgânica pode ser degradada pelos micro-organismos tanto na presença de oxigênio, quanto na ausência de oxigênio (KADLEC e WALLACE, 2009).

Graças à necessidade dos micro-organismos obterem energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução, ocorre a degradação da matéria carbonácea por meio de reações de oxi-redução dos compostos orgânicos e inorgânicos que estão presentes no efluente.

A degradação aeróbia é realizada na região da rizosfera e no material filtrante por bactérias aeróbicas, já a degradação anaeróbia é realizada por duas etapas: a primeira onde ocorre a conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois mediado por bactérias formadoras de ácidos; e a segunda etapa gerada por bactérias produtoras de metano, onde ocorre a conversão da matéria orgânica à metano e a dióxido de carbono. Contudo, Philippi e Sezerino (2004) enfatizam que a degradação anaeróbia é muito mais lenta que a aeróbia, porém, quando o oxigênio é um fator determinante, a degradação anaeróbia torna-se predominante e responsável pela redução de DBO nos filtros plantados com macrófitas. Isto acontece nos sistemas que estão saturados de água/efluente como é o caso do fluxo horizontal.

2.4.2 Remoção de sólidos suspensos

A quantidade de matéria sólida nos efluentes geralmente está relacionada com os poluentes presentes no meio, como matéria orgânica, metais pesados e alguns compostos químicos orgânicos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos filtros plantados com macrófitas os sólidos que não foram removidos nos tratamentos primários são retidos por filtração e sedimentação, onde ambos os mecanismos estão relacionados às baixas velocidades de percolação do efluente juntamente com as macrófitas e o material filtrante (YAO *et al.* 1971³*apud.* KNOWLES *et al.*, 2011)

Conforme a carga aplicada aos filtros, com o passar do tempo, a condutividade hidráulica tende a ser reduzida até que ocorra a colmatação completa do filtro. Segundo Knowles *et al.*(2011) a colmatação é resultado da formação do

³YAO, K.M.; HABIBIAN, M.T.; O'MELIA C. R. Water and wastewater filtration: concept sand applications. Environment Science Technology. v.5, n. 11, p.1105–1112, 1971.

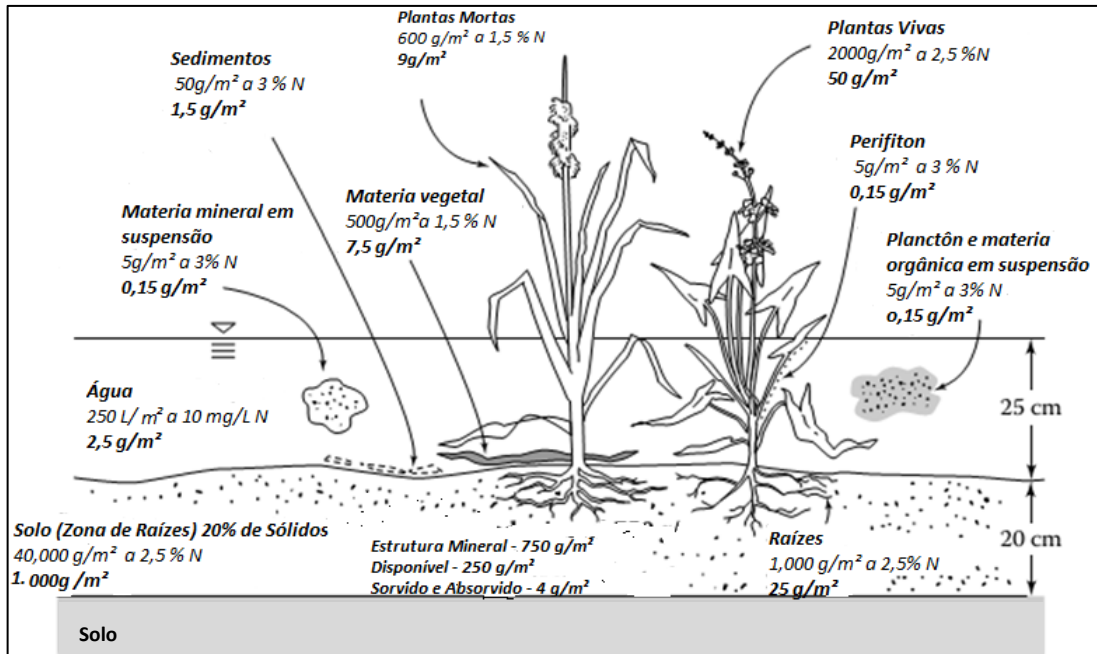
biofilme, do desenvolvimento das raízes das macrófitas, do crescimento da biomassa, mas principalmente pela carga de sólidos aplicada.

Knowles *et al.*(2011) afirmam ainda que nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical a colmatação ocorre apenas nos primeiros 15 centímetros do material filtrante, pois segundo estudos realizados por Tietz *et al.*(2007), nos módulos verticais a atividade microbiana é mais abundante nos primeiros centímetros do material filtrante, sendo assim, a formação de biofilme é maior nessas regiões.

2.4.3 Transformações das séries nitrogenadas

Nos filtros plantados com macrófitas o nitrogênio está presente na forma orgânica (aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) ou inorgânica, onde apresenta em diferentes estados de oxidação: amônia (NH_4 e / ou NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2).

Os compostos nitrogenados representam uma fração significativa da massa seca das macrófitas, sedimentos, material filtrante e da comunidade microbiana. Contudo, esse valor pode variar de sistema para sistema e das diferentes configurações dos mesmos. Kadlec e Wallace (2009) destacam uma ideia geral do armazenamento de nitrogênio nas diferentes componentes dos filtros plantados com macrófitas. Na figura 4 apresenta-se a concentração de N nos diferentes elementos atuantes nos filtros plantados com macrófitas. Nota-se que a maioria do armazenamento do N encontra-se no solo e nos sedimentos (aproximadamente 1.000 g N/m^2) e posteriormente nas plantas (aproximadamente 100 g N/m^2).



Nota: O armazenamento está representado em **negrito** e a massa seca apenas em *italico*.

Figura 4 – Armazenamentos de N nos filtros plantados com macrófitas

Fonte: Adaptado Kadlec e Wallace, (2009).

Nos filtros plantados com macrófitas a remoção convencional de nitrogênio ocorre através dos processos de amonificação, nitrificação seguida de desnitrificação. Atualmente, vários estudos demonstram outros mecanismos de remoção de nitrogênio, como por exemplo, a nitrificação heterotrófica e a oxidação anaeróbia da amônia, contudo, esses mecanismos ainda não estão bem elucidados nos filtros plantados com macrófitas. Na tabela 8 apresenta-se o potencial e a magnitude das transformações do nitrogênio nos filtros plantados com macrófitas.

Tabela 8 – Magnitudes das transformações do nitrogênio nos FPM.

Mecanismos	FPMH	FPMV
Volatilização	Zero	Zero
Amonificação	Alta	Alta
Nitrificação	Muito baixa	Muito alta
Desnitrificação	Muito alta	Muito baixa
Absorção microbiana	Baixa	Baixa
Absorção Planta	Baixa	Baixa
Adsorção amônia	Muito baixa	Muito baixa

Fonte: Adptado de Vymazal (2007)

- Amonificação

A amonificação é o processo onde o nitrogênio-orgânico é convertido a nitrogênio inorgânico, especialmente a nitrogênio amoniacal. Segundo Kadlec e Knight (1996) uma grande fração do nitrogênio orgânico (até 100%) é convertido a nitrogênio amoniacal. O nitrogênio orgânico pode ser convertido a amônio (NH_4) ou amônia (NH_3), dependendo da faixa de pH (próximo da neutralidade prevalece o surgimento de amônio e dióxido de carbono). Kadlec e Wallace, (2009) relatam que nos filtros plantados com macrófitas a forma de amônia que prevalece é amônio (NH_4) em função da temperatura e do pH, o íon amônia está presente apenas em 0,6% do total de amônia presente no meio. A faixa ótima de pH para o processo de amonificação está entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2007; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos filtros plantados com macrófitas a amonificação é dependente do pH, temperatura, relação carbono e nitrogênio (C/N), nutrientes disponíveis no meio e também as condições do solo como textura e estrutura (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

- Nitrificação

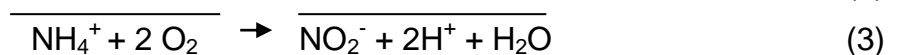
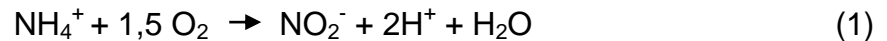
A nitrificação é conhecida como a oxidação da amônia a nitrato tendo como um produto intermediário o nitrito. Esse processo é associado a micro-organismos quimiautótrofos como, por exemplo, *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrobacter*, *Nitrosospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, entres outros. Contudo, hoje com o avanço das pesquisas sabe-se que a nitrificação heterotrófica existe e pode ser de importância (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

Tratando-se da nitrificação convencional, as bactérias quimiautótroficas consomem o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio (aproximadamente $7,14\text{mg}/\text{CaCO}_3$ por mg de N-NH_4 oxidado), para seu desenvolvimento. Este grupo de bactérias também necessita da presença de oxigênio no meio, onde esse elemento atua como receptor de elétrons (aproximadamente $4,3\text{ mg}/\text{O}_2$ por mg/N-

NH₄ oxidado, para a conversão da amônia em nitrito onde rapidamente é convertido a nitrato.(USEPA, 1993)

Segundo WPCF (1983) a nitrificação ocorre em duas etapas, onde na primeira, a amônia é convertida em nitrito, e na segunda etapa ocorre a oxidação do nitrito à nitrato conforme demonstrado nas equações 1, 2 e 3.

O nitrito é um componente intermediário entre a oxidação da amônia e o nitrato. Em função das suas condições energéticas, o nitrito não é estável, e nos filtros plantados com macrófitas este composto é encontrado em condições muito baixas (KADLEC e WALLACE, 2009).



A nitrificação é influenciada pela alcalinidade, temperatura, oxigênio, fonte de carbono inorgânico, umidade, população microbiana e concentrações de amônia. (VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; WPCF, 1983). Na tabela 9 são apresentados os valores ótimos destes parâmetros.

Tabela 9 – Influência de parâmetros na nitrificação

Parâmetros	Recomendações
Alcalinidade	Faixa ótima de pH entre 7,5 e 8,6;
Temperatura	Culturas puras 25 à 35 °C, no solo varia de 30 a 40°C;
Oxigênio	Aproximadamente 4,3 mg de O ₂ por mg de N-amoniaco;
Umidade	A umidade afeta no regime de aeração do solo influenciando na difusão do oxigênio afetando diretamente na produção de NO ₃ ⁻ ;
População microbiana	As bactérias nitrificantes são sensíveis e suscetíveis a uma alta gama de inibidores incluindo uma grande concentração de N-amoniaco;

Fonte: Vymazal e Kropfelová, (2008), Philippi e Sezerino, (2004), WPCF, (1983).

- Desnitrificação

A desnitrificação geralmente é definida como a redução do nitrato à óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso. A desnitrificação ocorre em condições anóxicas, ou seja, ambientes onde o oxigênio dissolvido não está presente, desta forma é utilizado pelas bactérias outras fontes de oxigênio, tais como nitrato, nitrito fosfatos ou até mesmo sulfatos.

Existem inúmeros gêneros de micro-organismos quimioheterotróficos que podem realizar a desnitrificação, tais como *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Flavobacterium*, *Propionibacterium*, *Vibrio* (WPCF, 1983).

A desnitrificação ocorre em duas fases: A primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda fase é a redução do nitrito originado à óxido nítrico, óxido nitroso e por fim nitrogênio gasoso.

O oxigênio é um fator crítico de controle, pois o mesmo inibe o sistema enzimático necessário para que ocorra a desnitrificação. Outro parâmetro importante é a necessidade de se ter carbono disponível no meio para as bactérias heterotróficas desnitrificantes. Caso o carbono não esteja disponível em quantidades suficientes no efluente ou aderido no biofilme ocorre à necessidade de adicionar fontes externas como metanol ou etanol. A faixa ótima de pH para que a desnitrificação ocorra é entre 7 e 8, contudo durante a desnitrificação a alcalinidade é produzida o que pode ocasionar o aumento do pH (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

- Assimilação de nitrogênio pelas plantas

A assimilação do nitrogênio consiste em uma série de processos biológicos que convertem o nitrogênio inorgânico em nitrogênio orgânico, que é utilizado para a síntese de novas células e posteriormente a formação de tecidos. As formas de nitrogênio assimilado pelas plantas são amônia e nitrato.

As espécies de plantas diferem a assimilação de nitrogênio, dependendo das formas disponíveis do solo (VYMAZAL, 2005). Contudo, a amônia por ser mais reduzida energeticamente que o nitrato tornando-se fonte preferencial, apesar disso,

em ambientes onde o nitrato prevalece, este torna-se a principal fonte de nitrogênio assimilável pelas plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996)

Segundo Kadlec e Wallace (2009) a concentração de nitrogênio no tecido vegetal das macrófitas pode variar de acordo com a espécie, como se pode ver, em *wetlands* naturais a porcentagem de nitrogênio baseado no peso seco se diferem: 0,9 – 2,6% em plantas emergentes; 1,96 – 3,8% em plantas de folhas flutuantes e 2,4-2,6% em folhas flutuantes. Além disso, as concentrações de nitrogênio no tecido vegetal tendem a ser mais altas no início do crescimento, porém, com o começo da senescência o valor de assimilação tende a reduzir. Segundo Brix (1997), a quantidade de nitrogênio que pode ser removida através da poda é aproximadamente de 200 à 2.500 kgN/ha.ano (0,05 a 0,68 g.N/m².dia). Vymazal (2005) relata um potencial de retirada de nitrogênio via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda sob condições de clima tropical e subtropical valores até 10% do total de nutrientes removidos nos FPM.

Na literatura há vários estudos e diversificados valores quanto à assimilação de nitrogênio pelo tecido vegetal. Fia *et al.* (2011) relatam uma assimilação de nitrogênio pelas plantas na faixa de 443 à 540 kg.ha, Matos *et al.* (2010) observaram valores máximos de 356 kg/ha e Brasil *et al.* (2007) observaram uma remoção na ordem de 10,6 g/m².ano.

- Adsorção no material filtrante

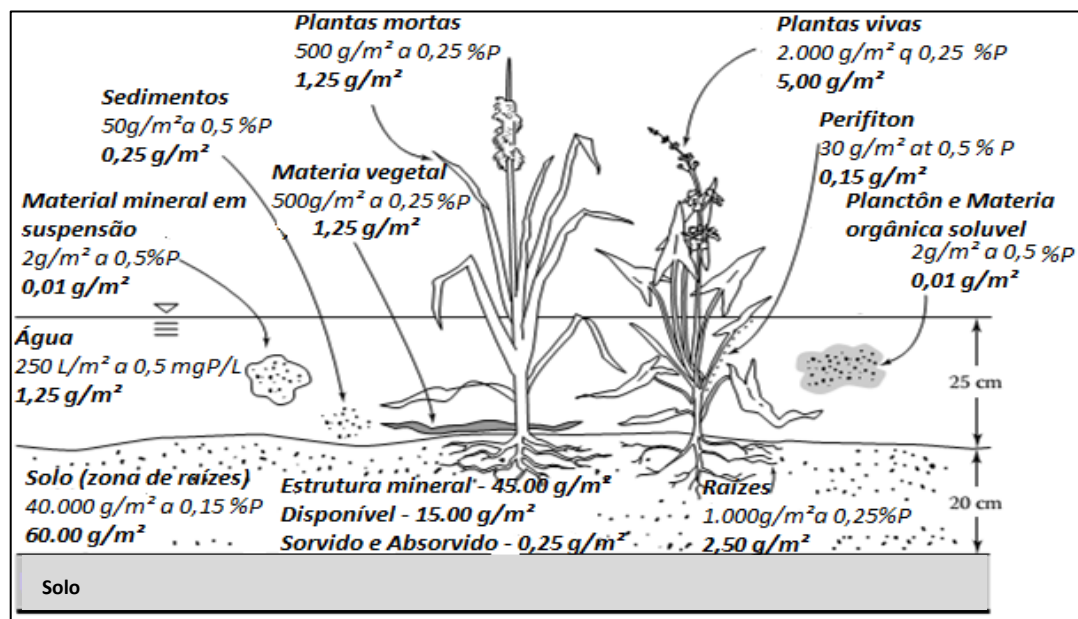
A amônia não ionizada pode ser removida nos filtros plantados com macrófitas através de reações de adsorção ao material filtrante, porém não de forma permanente, pois a mesma pode novamente ser liberada quando as condições químicas da água/efluente variarem (IWA,2000).

Os filtros que contêm como características a alimentação intermitente (filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical), ocorre a nitrificação da amônia adsorvida em função da depleção da amônia nos períodos de repouso. Cooper *et al.*(1996) relatam que apenas sistemas de alimentação intermitente demonstram rápida remoção de amônia da massa líquida devido a adsorção do material filtrante.

2.4.4 Retenção e remoção de fósforo

O fósforo é encontrado nos efluentes na forma orgânica (presente nas proteínas, lipídios e aminoácidos) e na forma inorgânica (ortofosfato e polifosfatos) (VON SPERLING, 1995).

Nos filtros plantados com macrófitas compostos fosforados podem estar presentes nos mais variados elementos, tais como as macrófitas, o material filtrante e a microbiota (figura 5), porém esse nutriente encontra-se em uma fração menor quando comparado com o nitrogênio, cerca de 10 vezes menos.



Nota: O armazenamento está representado em **negrito** e a massa seca apenas em *itálico*.

Figura 5 – Armazenamentos de P nos filtros plantados com macrófitas

Fonte: Adaptado Kadlec e Wallace, (2009).

Nos filtros plantados com macrófitas existem três mecanismos de remoção de fósforo: precipitação, adsorção e sedimentação (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2007; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; ARIAS *et al.*, 2001).

Segundo Kadlec e Wallace (2009) a adsorção e absorção pelas macrófitas e do material filtrante tem capacidade limitada para remoção de fósforo, ou seja, em um primeiro momento as macrófitas e o material filtrante tendem absorver e adsorver fósforo em maior quantidade até atingir o estágio de saturação.

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando há presença no material filtrante de minerais como o cálcio, alumínio e o ferro, estas reações são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como a área superficial dos grãos (ARIAS *et al.* 2001). Em ambientes com pH maior que 6, as reações ocorrem através de combinações de adsorção com ferro e alumínio, seguido de precipitação de cálcio.

Vários estudos demonstram a capacidade limitada da absorção de fósforo em filtros plantados com macrófitas. Tanner *et al.* (2005) analisaram diferença significativa na remoção de P em *wetlands* de escoamento superficial aplicados ao tratamento de efluente de bovinocultura de leite, durante 2 anos de observação. Os autores justificam essa diferença em função da mineralização dos tecidos vegetais que estão em período de senescência e também pela possível ocorrência de lixiviações. Hussar (2001), não observou uma remoção significativa de fósforo utilizando *wetlands* de fluxo horizontal aplicado como pós tratamento para efluentes da suinocultura oriundos de reator anaeróbio compartimentado.

2.5 Desempenho dos filtros plantados com macrófitas no tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura

A grande maioria dos trabalhos realizados aplicando filtros plantados com macrófitas no tratamento de efluentes de bovinocultura leiteira encontram-se na literatura internacional. Destaca-se que há uma grande diversidade de arranjos, fluxos hidráulicos, cargas aplicadas e macrófitas utilizadas para este segmento.

A seguir na tabela 10 apresentam-se alguns estudos de casos onde é demonstrado a potencialidade dos filtros plantados com macrófitas aplicados ao tratamento de efluentes oriundas de salas de ordenha de bovinocultura de leite.

Tabela 10- Desempenho dos FPM aplicado ao tratamento de efluente de bovinocultura leiteira

Autor	Configuração	Material filtrante	Eficiências média de remoção de concentrações médias (%)						
			SS	DQO	DBO	NTK	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁻	P
Kern e Breattar (2002)	FPMH	Areia e brita	-	-	-	-	-	92	-
Mantovi <i>et al.</i> (2003)	FPMH		90	92	90	50	-	-	60
Silva e Roston (2010)	FPMH	Brita	-	61	-	-	-	-	55

3 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi realizado por meio do projeto de pesquisa financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, sob edital MCT/CNPq Nº 014/2010 – Universal.

3.1 Descrição do local de estudo

O desenvolvimento deste trabalho abrangeu atividades de campo e laboratório. As atividades de campo foram realizadas junto às instalações de bovinocultura de leite do Colégio Agrícola de Frederico Westphalen - CAFW, área anexa ao Centro de Educação Superior Norte - CESNORS, *campus* da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, localizado na Linha Sete de Setembro s/n, BR 386, Km 40, município de Frederico Westphalen, noroeste do estado do Rio Grande do Sul, na latitude 27°21'33" sul e longitude 53°23'40" oeste e está a 566 metros de altitude (Figura 6). As atividades laboratoriais foram cumpridas no Laboratório de Águas e Efluentes, do CESNORS/UFSM.

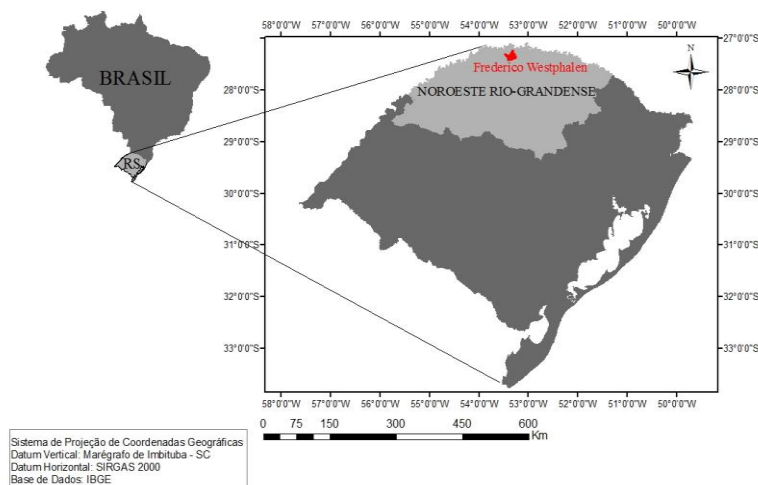


Figura 6 - Localização geográfica de Frederico Westphalen

3.2 Descrição das instalações de bovinocultura

As atividades de bovinocultura recebiam diariamente 20 cabeças de bovinos, sendo 9 vacas em lactação, 5 novilhas prenhas, 5 novilhas soltas à campo, 1 vaca não lactante e 3 bezerros. Com este movimento a instalação produzia aproximadamente 140L/dia de leite em duas ordenhas, uma pela manhã e outra no período da tarde.

A instalação de bovinocultura era dividida em duas áreas, sendo uma a sala de ordenha e a outra a área anexa, a qual era utilizada para a alimentação dos animais, conforme apresentado na figura 7.



Figura 7 – Instalações de bovinocultura de leite; a) vista externa da área de alimentação; b) vista externa da sala de ordenha; c) vista interna da área de alimentação; d) vista interna da sala de ordenha.

Na sala de ordenha ocorria a ordenha dos animais duas vezes ao dia, em dois horários estabelecidos (7:30h e 16:30h), todos os dias da semana. Após a ordenha dos animais, os mesmos eram conduzidos para a área anexa à sala de ordenha onde se sucedia a alimentação dos mesmos.

Posteriormente a rotina de ordenha e alimentação dos animais (duas vezes ao dia) ocorria a lavagem da sala de ordenha e da área anexa, onde todo o efluente produzido nessas duas áreas eram coletados por coletores tipo canaletas e transportados por gravidade até a estação de tratamento de efluentes.

3.3 Características do efluente produzidos nas instalações de bovinocultura leiteira

O efluente produzido nas instalações de bovinocultura leiteira era basicamente composto por água de lavagem, detergentes utilizados na limpeza, restos de leite, sedimentos trazidos pelos animais, células mortas e pêlos dos animais, restos de alimentação dos animais e dejetos como fezes e urina (figura 8).

Cabe ressaltar que a composição do efluente estava relacionada diretamente com a as atividades desempenhadas diariamente nas instalações de bovinocultura leiteira.



Figura 8– Alguns constituintes do efluente gerados na sala de ordenha; a) leite derramado; b) água de lavagem; c) sedimentos deixados pelos animais.

3.4 Descrição da estação de tratamento de efluentes

A estação de tratamento estudada era composta por uma lagoa de armazenamento, FPMH e FPMV. Na figura 9 esquematiza-se a estação de tratamento estudada.

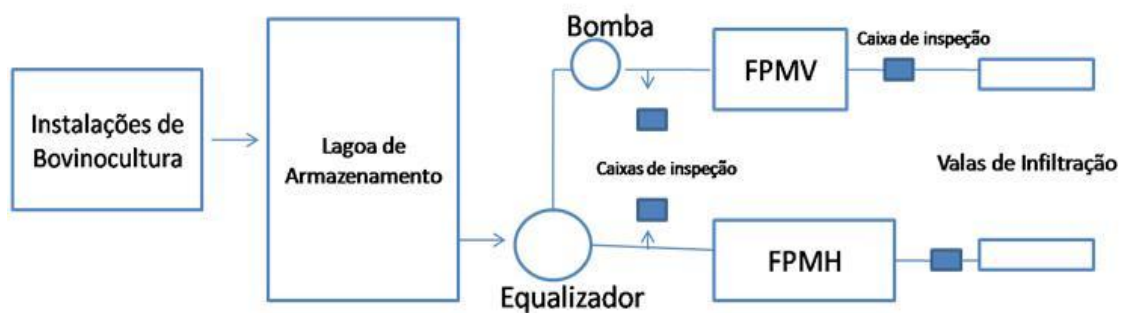


Figura 9 – Esquema da estação de tratamento estudada (sem escala).

A vazão afluyente foi estimada considerando o gasto diário de água (aproximadamente 2.000L/dia) utilizada nas instalações de bovinocultura leiteira. Após a geração do efluente na sala de ordenha e na área anexa, o mesmo percorria por gravidade até a lagoa de armazenamento, e por gravidade também seguia para um reservatório equalizador de 3.000L. Posteriormente a chegada do efluente até o reservatório, parte deste era conduzido por gravidade até o FPMH e parte foi lançado através de um conjunto moto-bomba para o FPMV. Ambos os filtros atuaram em paralelo.

Depois da passagem do efluente pelos FPM, o mesmo era infiltrado no solo por meio de valas de infiltração construídas no local. Na figura 10 ilustra-se a vista geral do sistema.

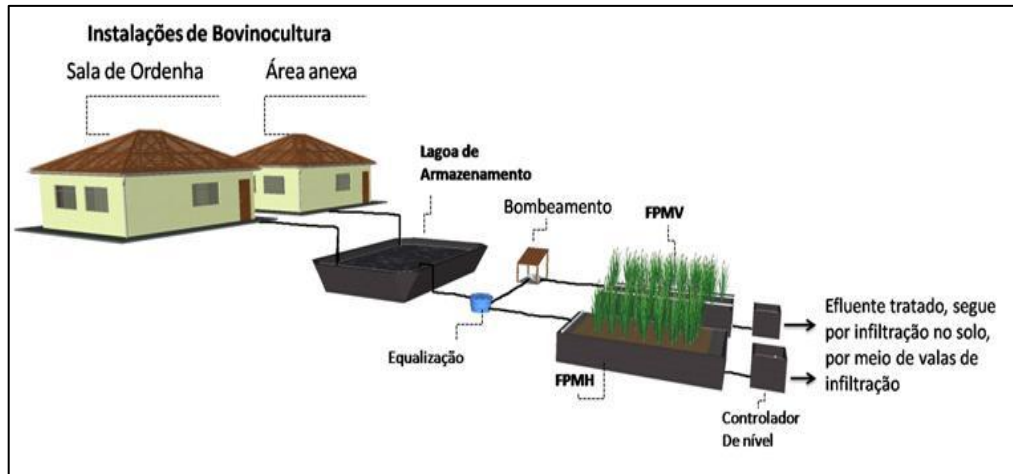


Figura 10 – Vista geral da estação de tratamento de efluentes estudada (sem escala).

3.4.1 Lagoa de Armazenamento- LA

A LA possuía 4 metros de profundidade e uma área superficial de 116 m², sendo impermeabilizada com manta de polietileno de alta densidade (PEAD). A lagoa foi construída em uma cota inferior às instalações de bovinocultura e recebeu o efluente das duas áreas de manejo conforme é apresentado na figura 11.



Figura 11 – Foto da Lagoa de armazenamento estudada.

Esta unidade de tratamento foi implantada no mesmo período das instalações de bovinocultura leiteira, dessa forma a mesma já existia no local anteriormente a construção dos FPM. Cabe ressaltar que a LA não possuía fluxo hidráulico, sendo que em determinados períodos de tempo, o efluente dessa unidade era aspergido no solo.

Alíquotas diárias do efluente da LA eram encaminhadas por gravidade até o reservatório equalizador para posteriormente realizar a alimentação dos FPM.

3.4.2 Filtros plantados com macrófitas (FPM)

Os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal e vertical foram implantados em março de 2011. Ambos os filtros atuaram em paralelo para efeito de comparação entre os mesmos.

Os dois filtros foram construídos utilizando pedra brita nº 1 nas zonas de entrada e saída e areia como material filtrante. A areia utilizada foi previamente analisada por meio de ensaio granulométrico realizado no Laboratório de Materiais de Construção Civil - LMCC da UFSM, conforme NBR 7181 de dezembro de 1984 (ABNT, 1984). As características da areia empregada foram: diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,30 mm, (d_{60}) de 0.75mm, ou seja, diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores e coeficiente de uniformidade (U) de 2,50. Na figura 12 demonstra-se a curva granulométrica da areia empregada nos FPM.

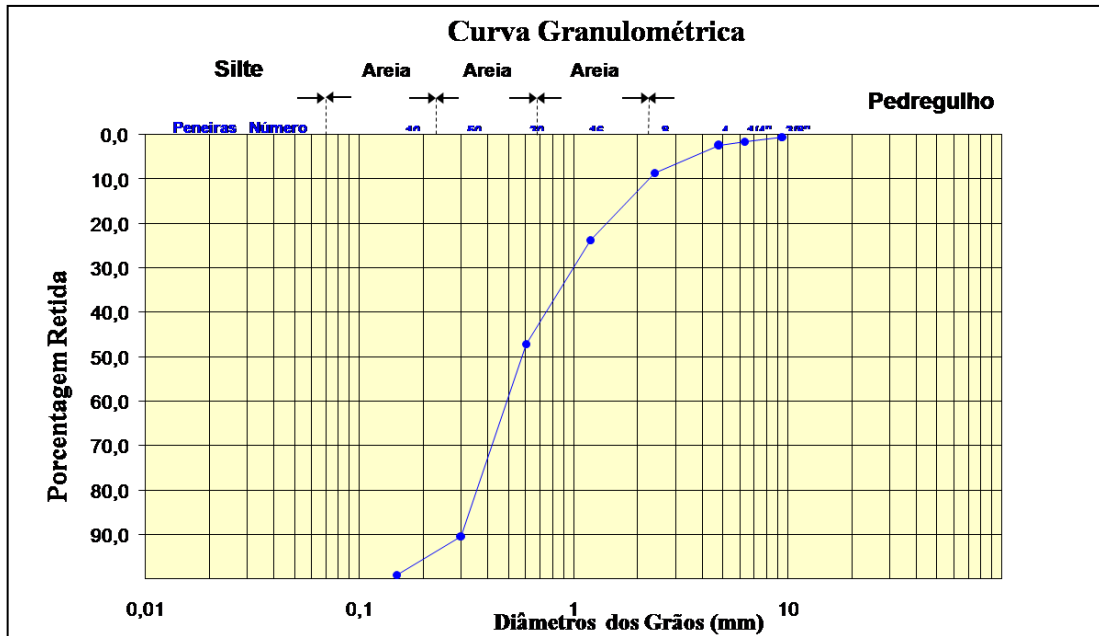


Figura 12 – Curva granulométrica obtida pela areia empregada nos FPM.

A macrófita empregada foi a *Typha sp.*, popularmente conhecida como taboa. Estas foram empregadas numa razão de 2 mudas/m² em ambos os filtros. As plantas foram retiradas do seu habitat natural, próximo do local de estudo e mantido no rizoma matéria orgânica para melhor adaptação. A parte aérea das macrófitas foi extraída, sendo cortadas em um ângulo de 45°, mantendo apenas 30 cm acima do rizoma (figura 13).

Após o crescimento das macrófitas, foi realizada a identificação e classificação da espécie com o auxílio do herbário do Departamento de Ciências Florestais da UFSM. Os indivíduos foram observados e relacionados às características de inflorescência, sendo empregada a chave de identificação da espécie de *Typha spp.* Segundo a mesma, os caracteres observados correspondem aos da *Typha domingensis* Pers.



Figura 13- Procedimento adotado para a realização do plantio. a) plantas em seu ambiente natural; b) plantas coletadas; c) retirada da parte aérea; d) detalhe do rizoma a ser plantado; e) rizomas prontos para plantio; f) plantio da macrófita.

3.4.2.1 Filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH)

3.4.2.1.1 Dimensionamento

Para efetuar o dimensionamento do FPMH realizou-se uma caracterização prévia do efluente produzido nas instalações de bovinocultura leiteira (tabela B.4-anexo) e posteriormente buscaram-se informações quanto a modelos de dimensionamento com base nas características do efluente bruto junto a literatura.

Dessa forma o FPMH foi dimensionado considerando uma carga afluyente de 7 g.DBO/m².dia, seguindo recomendações da NRCS (1991)⁴ *apud* Healy, *et al.* (2007). As dimensões adotadas foram: 6,7 m de comprimento, 3,95 m de largura e 1,15 m de profundidade e uma área superficial de 26,5 m². Na figura 14 é demonstrado as dimensões adotadas para o FPMH.



Figura 14 – Dimensões adotadas no FPMH

⁴NRCS. Technical requirements of agricultural wastewater treatment. National Bulletin No. 210-1-17. National Resource Conservation Service, United States Department of Agriculture, Washington, DC, USA. 1991

3.4.2.1.2 Aspectos construtivos

O FPMH era alimentado por gravidade. Dessa forma a montante do FPMH foi aferido vazões na caixa de inspeção conforme mostrado na figura 15.



Figura 15 – Reservatório equalizador e caixa de inspeção de vazão.

O FPMH foi escavado no solo (Figura 16a) e impermeabilizado com duas camadas de lona plástica e uma camada de poliéster conhecido também como “Bidim”, a qual possui a característica de promover a resistência física de proteção da lona plástica (Figura 16b,16c e 16d). Após realizar a impermeabilização do leito, iniciou-se o assentamento do material filtrante composto por areia. Nas zonas de entrada e saída foi utilizado brita (Figura 16e) e a areia foi distribuída no restante do leito, totalizando uma camada de 4,67 m de comprimento por 0,85 m de altura útil (Figura 16f).

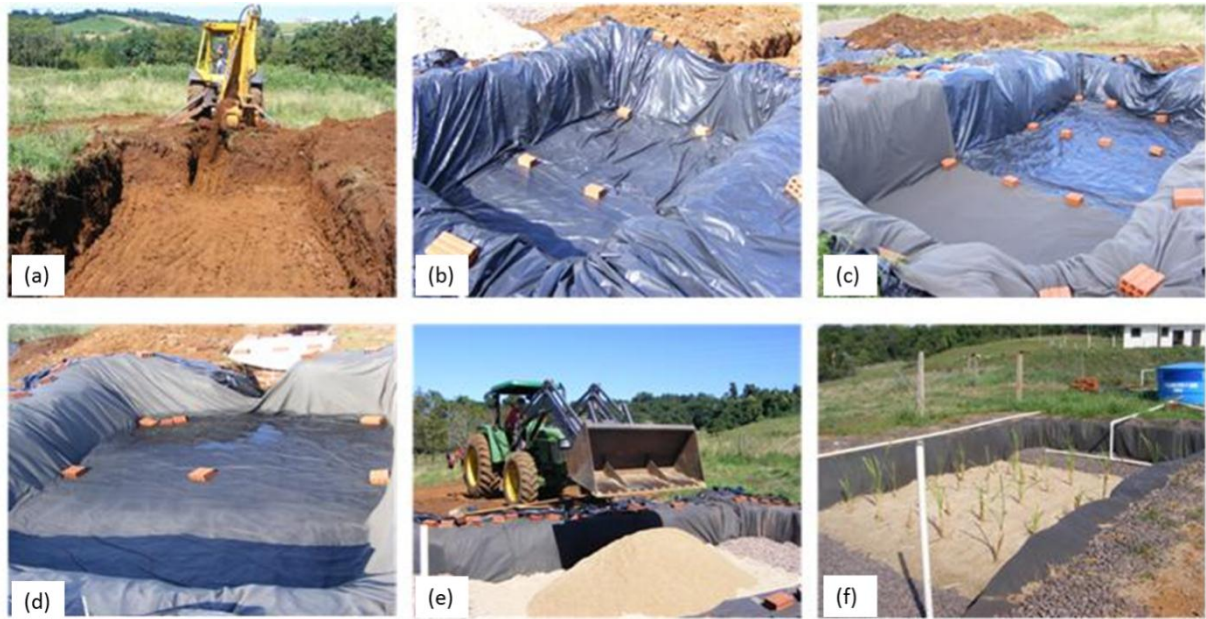


Figura 16 – Construção do FPMH; a) escavação do leito; b) impermeabilização do leito com lona plástica; c) resistência mecânica com manta de poliéster; d) término da impermeabilização do filtro; e) assentamento do material filtrante; f) FPMH com o material filtrante pronto e plantado.

As tubulações de coleta e de alimentação do FPMH são constituídas por tubos de PVC de 50 mm de diâmetro, os quais foram perfurados com furos de 8mm de diâmetro espaçados a cada 10cm, conforme é apresentado na figura 17.

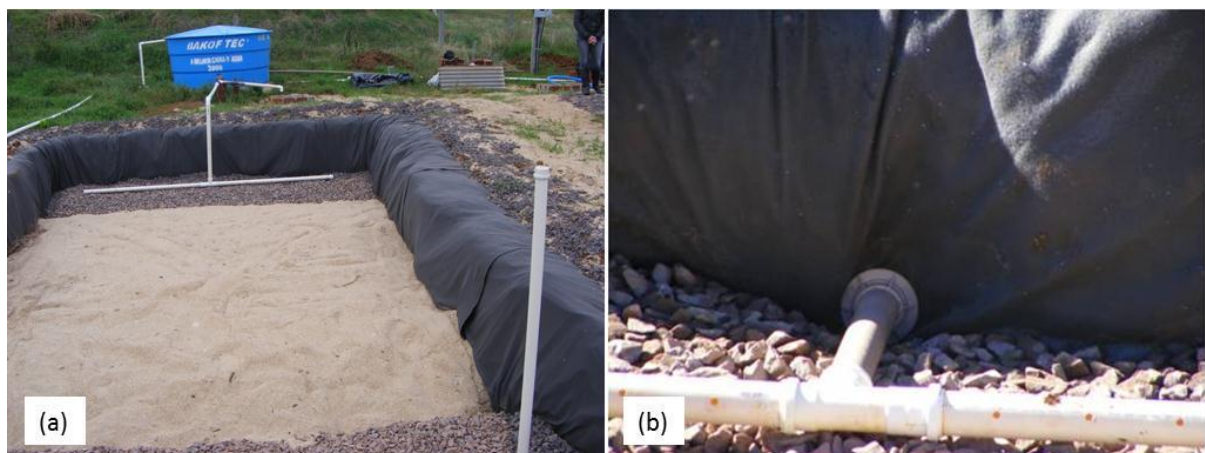


Figura 17 – Tubulações empregadas no FPMH; a) vista da tubulação de alimentação do leito; b) detalhe da perfuração da tubulação de coleta do filtro.

A macrófita *Typha domingensis* Pers. foi plantada diretamente no material filtrante no dia 15 de agosto de 2011 (aproximadamente 2 meses após o início da alimentação) .O plantio seguiu o mesmo procedimento demonstrado na figura 13. Na figura18 apresenta-se o FPMH devidamente plantado com 35 mudas de taboa.



Figura 18- Plantio realizado no FPMH.

Após a passagem do efluente pelo FPMH, o mesmo era conduzido até uma caixa de controle conectada ao filtro (Figura 19a) e em seguida ocorria a infiltração do efluente tratado por meio de uma vala de infiltração construída no local (19b).

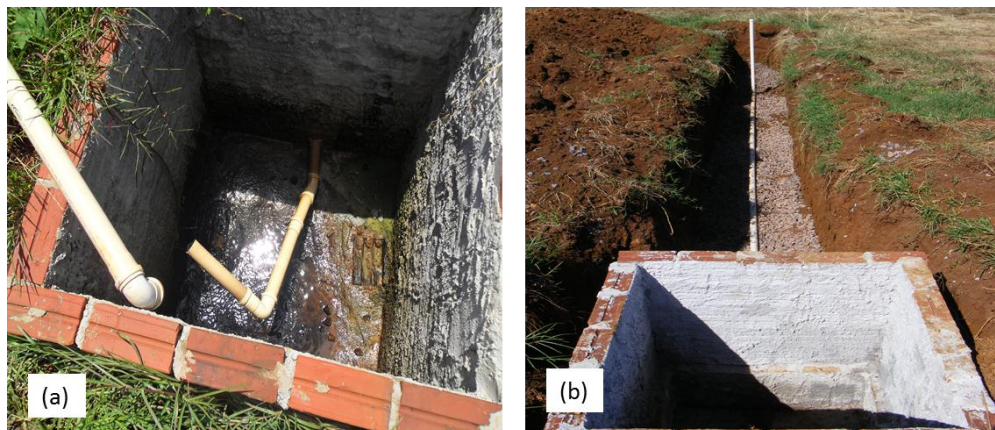


Figura 19– Destino do efluente após percolação pelo FPMH. a) caixa de inspeção do FPMH; b) vala de infiltração construída após o FPMH.

3.4.2.1.3 Regime de alimentação

A alimentação do FPMH, que ocorreu por gravidade, iniciou-se em 01/06/2011, tendo como regime a vazão de alimentação de projeto de 4.500L/semana, realizado da seguinte forma: 1.125L em 4 horas/dia, sendo alimentado quatro vezes por semana nas segundas, terças, quintas e sextas - feiras. A vazão de projeto foi de 281,25L/h. Na tabela 11 evidenciam-se as vazões de projeto do FPMH.

Tabela 11 – Vazões de projeto do FPMH

Unidades	Vazão (Q)
L/hora	281,25
L / 4 horas de alimentação diária	1.125
L/semana	4.500

As aferições de vazões foram realizadas todos os dias das alimentações do FPMH, através do método direto com auxílio de proveta e cronômetro. A vazão do afluente foi medida três vezes; no início, na metade e no término da alimentação (figura 20). Geralmente a alimentação do FPMH iniciava-se as 8:00h, dessa forma, a vazão era medida às 8:00, 10:00 e 12:00h ao dia.

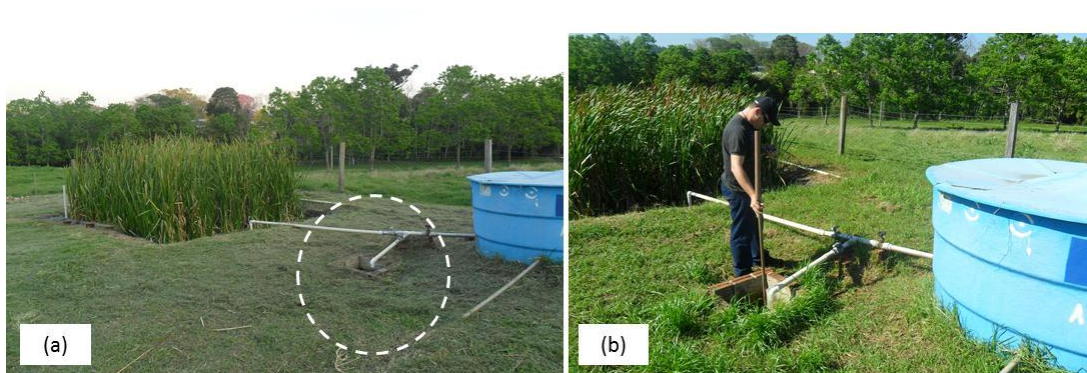


Figura 20 – Controle de vazão. a) caixa de medição de vazão afluente do FPMH; b) medição de vazão sendo realizada.

3.4.2.2 Filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical (FPMV)

3.4.2.2.1 Dimensionamento

Para o dimensionamento do FPMV também se realizou uma caracterização prévia do efluente bovinocultura leiteira (tabela B.4- anexo) e buscou-se informações junto a literatura quanto a modelos de dimensionamento com base nas características do efluente estudado.

Sendo assim o FPMV foi dimensionado levando em consideração a aplicação de 20 g DQO/m².dia, conforme recomendações de Winter e Goetz (2003), o que resultou em uma área superficial de 14,3 m², com dimensões de 4,4 m de comprimento, 3,25 m de largura e 1,15 m de profundidade. Na figura 21 demonstra a área adotada para o FPMV.



Figura 21– Dimensões adotadas para o FPMV

3.4.2.2 Aspectos construtivos

O FPMV foi escavado no solo e impermeabilizado com duas camadas de lona plástica e uma camada de manta de poliéster (figura 22), a qual foi empregada para possibilitar resistência a lona plástica. O material filtrante utilizado foi a mesma areia empregada no FPMH. Após a impermeabilização do filtro, iniciou-se o assentamento do material filtrante através de uma camada de 10 cm de brita no fundo, na qual foi assentada a tubulação de drenagem/coleta e em seguida foi depositada mais uma camada de brita de 5 cm para proteger a tubulação. Após essa etapa, foi transferido para o filtro uma camada de 60 cm de areia, e sobre a areia foi depositado mais uma camada de 5 cm de brita para melhor distribuição do efluente.

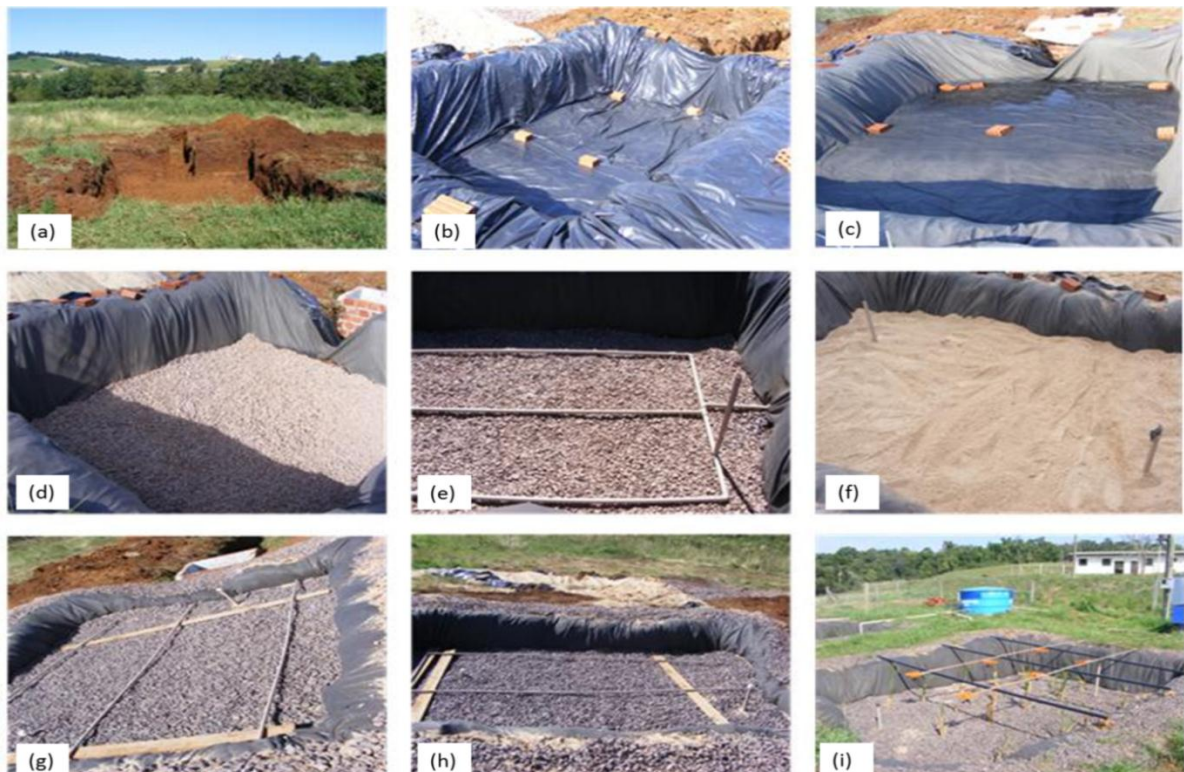


Figura 22 – Etapas da construção do FPMV. a) escavação no solo; b) impermeabilização com lona; c) assentamento de manta de “Bidim” para promover resistência a lona; d) primeira camada de brita utilizada na confecção do material filtrante; e) detalhe da tubulação de coleta do efluente; f) areia distribuída no FPMV; g) detalhe da última camada de brita; h) término do assentamento do material filtrante; i) FPMV plantado.

A tubulação de distribuição do efluente no FPMV é composta por tubos de PVC de 25 mm de diâmetro com furos de 0,6 mm espaçados a cada 5 cm e a tubulação de coleta, situada no fundo do filtro, foi composta por tubos PVC de 40 mm de diâmetro, com furos de 0,8 mm de diâmetro espaçados a cada 10 cm. Na figura 23 são mostradas as tubulações de alimentação e coleta do FPMV.

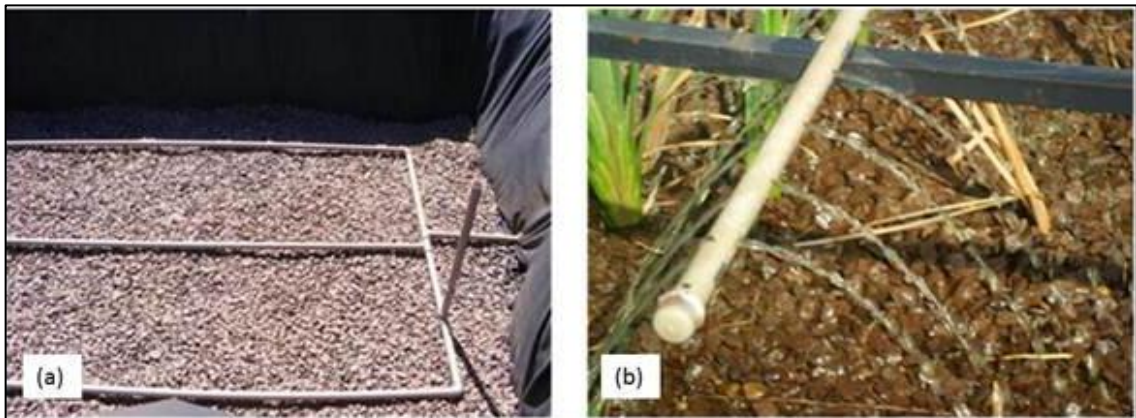


Figura 23 – Tubulações do FPMV. a) tubulação de coleta/drenagem; b) tubulação de alimentação.

O plantio da macrófita *Typha domingensis* Pers. seguiu as mesmas etapas realizadas para o FPMH, conforme apresentado na figura 13. As mudas foram implantadas em 15 de agosto de 2011, ou seja, aproximadamente 2 meses após o início da alimentação, totalizando 20 mudas no filtro (figura 24).



Figura 24 – FPMV após plantio.

Após a percolação do efluente no FPMV, o mesmo passava por uma caixa de inspeção e assim como no FPMH, também foi infiltrado no solo por meio de uma vala de infiltração construída no local, conforme demonstrado na figura 25.



Figura 25 - Destino do efluente após percolação pelo FPMV. a) caixa de inspeção do FPMV; b) vala de infiltração.

3.4.2.2.3 Regime de alimentação

A alimentação do FPMV ocorreu intermitentemente por meio de um conjunto motor-bomba centrífuga rotor aberto (modelo BA 12-Thebe), um conjunto temporizador composto por *timmer* e *contador*, o qual é mostrado na figura 26.

O regime de alimentação iniciou-se, assim como no FPMH, em 01/06/2011, tendo como regime de projeto de 4.500L/semana, sendo distribuído por dia 1.500L em 4 ciclos de 375L em uma sucção de 5 minutos, sendo realizado 3 vezes por semana, nas segundas, quartas e sextas-feiras. Na tabela 12 é mostrado a alimentação de projeto do FPMV.



Figura 26 - Detalhes da bomba e *timmer* utilizado na alimentação do FPMV.

Tabela 12– Vazões de projeto do FPMV

Unidades	Vazão (Q)
L/minuto	75
L/dia	1.500
L/semana	4.500

Como a alimentação desse módulo foi realizada com auxílio de bombeamento, as medições de vazão foram realizadas uma vez por semana, com auxílio de cronômetro e proveta. Na figura 27 demonstra-se o local de medição da vazão afluente ao FPMV.



Figura 27 – Caixa de medição de vazão do afluente do FPMV.

3.5 Aspectos operacionais realizados no FPMH e FPMV

Ao longo do período de estudo as medidas físicas adotadas foram a retirada das plantas invasoras, a poda das macrófitas, para ambos os FPM e a adição de novas mudas de *Typha domingensis* Pers. no FPMV.

O procedimento adotado para a realização das podas nos dois filtros foi:

- (i) A poda das macrófitas foi realizada 30 cm acima do material filtrante;
- (ii) Corte da parte aérea (ângulo de 45°), de forma que dificultasse a penetração de água no interior da planta;
- (iii) Para impedir a adensamento da areia, evitou-se pisar diretamente sobre o material filtrante, desta forma utilizou-se uma táboa como auxílio para distribuir o peso.

(iv) A parte aérea das macrófitas retiradas com a poda dos filtros foi destinada a compostagem.

Na figura 28 mostram-se as principais etapas dos procedimentos realizados para a realização da poda nas macrófitas, para ambos os filtros.



Figura 28- Poda nos FPM; a) detalhe do corte realizado nas macrófitas; b) poda realizada 30 cm acima do material filtrante; c) FPMH podado; d) FPMV podado; e) leiras de compostagem; f) leiras de compostagem após 1 mês de implantação.

As novas mudas de *Typha domingensis* Pers. adicionadas no FPMV seguiu o mesmo procedimento demonstrado na figura 13. Ressaltando-se que todas as mudas inseridas nos FPM foram retiradas do mesmo habitat natural.

A retirada das plantas invasoras era realizada semanalmente de forma manual, a fim de impedir o predomínio das mesmas em ambos os filtros (figura 29).

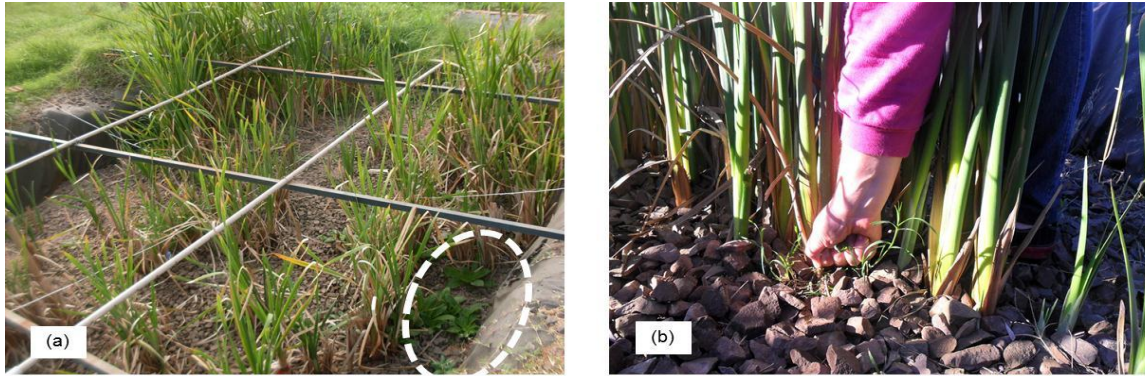


Figura 29 – Retirada das plantas invasoras dos FPM. a) detalhe das plantas invasoras; b) retirada das plantas invasoras.

3.6 Monitoramento físico, químico e biológico

O monitoramento físico-químico e biológico foi realizado semanalmente, por meio de coletas pontuais, às 9:00 horas, em 3 locais sendo: (1)- pós reservatório equalizador, (2) - pós FPMH e (3) - pós FPMV, como mostrado na figura 30.

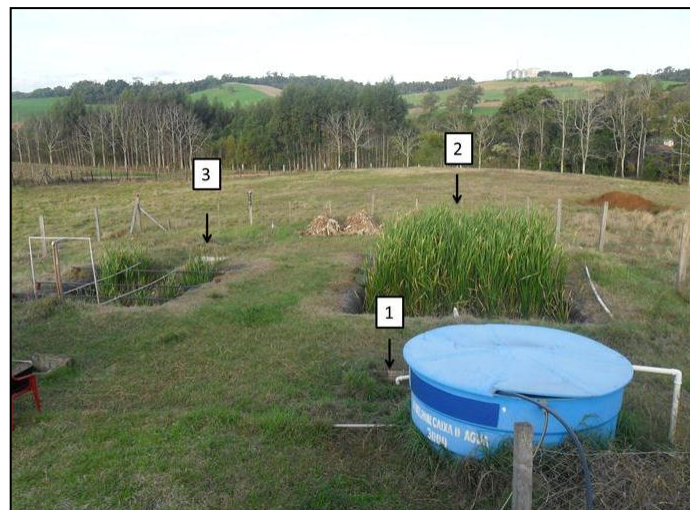


Figura 30 - Locais de amostragem.

As amostras coletadas eram armazenadas em garrafas plásticas de 5 litros e mantidas em recipiente térmico, sendo então destinadas para a realização das análises. Quando necessário, as amostras foram preservadas, de acordo com a necessidade de cada análise, seguindo as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*– APHA (2005) e APHA (1998).

Os parâmetros analisados estão descritos na tabela 13, juntamente com a metodologia empregada. Para as análises do tipo colorimétrico utilizou-se o espectrofotômetro da AAKER® modelo SP 2000 UV, por meio da preparação em laboratório dos reagentes e das soluções padrão para utilização da curva. A regressão linear e a faixa de leitura de cada parâmetro analisado estão descritas na tabela 14.

Tabela 13- Parâmetros analisados e metodologia empregada.

Parâmetros	Metodologia empregada
pH	Direto, Potenciométrico ,pHmetro T- 1000 –Tekna
DQO (mg/L)	Refluxo fechado, APHA, 2005
DBO _{5,20} (mg/L)	Método Manométrico - APHA, 2005
Alcalinidade (mg/L)	Método Titulométrico - APHA, 2005
SS (mg/L)	Método gravimétrico – APHA, 2005
ST (mg/L)	Método gravimétrico – APHA, 2005
NTK (mg/L)	Macro-Kjeldahl– APHA, 2005
N-NH ₄ (mg/L)	Método Nessler - Vogel, 1981
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Método Alfaftilamina – APHA, 1998
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Método Brucina – APHA, 1998
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico – APHA, 2005

Tabela 14 – Faixa de leitura dos parâmetros analisados.

Análises	Faixa de Leitura (mg/L)	R²
DQO	100 - 900	0,9813
N-NH ₄	0,5 - 9	0,9961
N-NO ₂ ⁻	0,05 - 0,5	0,9909
N-NO ₃ ⁻	0,5 - 12	0,9825
P-PO ₄ ³⁻	0,5 -20	0,9987

3.7 Evapotranspiração- EVT no FPMH

A EVT foi quantificada somente para o FPMH, pois nesse filtro considerou-se que o material filtrante estava saturado de efluente. Sendo assim, infere-se que os espaços vazios no maciço filtrante estejam preenchidos com efluente. Portanto, a única perda de efluente, assumindo-se que não existem problemas de vazamento, é pela EVT.

A EVT foi estimada baseada na diferença de vazão entre o afluente e o efluente do FPMH. Os ensaios de EVT foram realizados uma vez por semana, através de medições de vazão do afluente e efluente do FPMH ao longo de período compreendido entre 01/05/2012 a 30/09/2012.

No dia dos ensaios da EVT foi medido vazão do afluente e efluente em uma frequência de 15 em 15 minutos, totalizando 4 medições por hora, durante todo o período de alimentação e drenagem do efluente, desta forma obteve-se a vazão total de entrada e saída do efluente do dia.

Durante todo o período de estudo o controlador de nível do FPMH foi mantido elevado em uma altura de 58 cm, de forma que não originasse escoamento superficial e que possibilitasse ao mesmo tempo, o bom desenvolvimento das macrófitas. Na figura 31 evidencia-se a altura mantida do controlador de nível juntamente a medição de vazão do efluente.

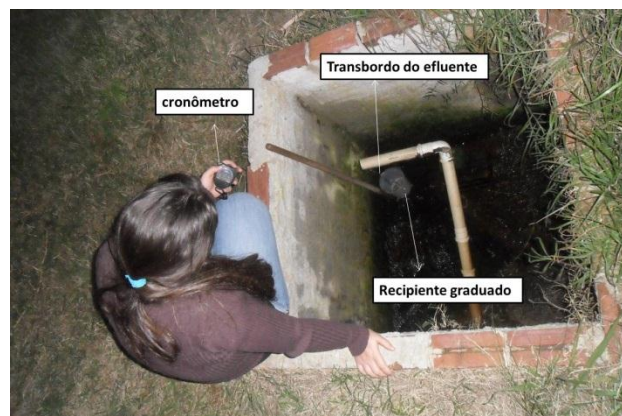


Figura 31 – Medição de vazão do efluente do FPMH

3.8 Monitoramento do crescimento e assimilação de nutrientes pelo tecido foliar das macrófita *Typha domingensis* Pers.

3.8.1 Monitoramento do crescimento da macrófita *Typha domingensis* Pers.

O monitoramento do crescimento das macrófitas iniciou-se em 21/03/2012 no FPMH e 08/05/2012 no FPMV através da poda das macrófitas, 30 cm acima do material filtrante (Figura 30).

Após a poda, os filtros foram divididos em quadrantes. O FPMH foi dividido em seis quadrantes, conforme é apresentado na figura 32. Cada quadrante do FPMH possuía uma área de 2,8 m². Os mesmos foram numerados conforme apresenta a figura 33. A zona de entrada é representada pelos quadrantes 1 e 2 e a zona de saída pelos quadrantes 5 e 6.



Figura 32 – Poda das macrófitas 30 cm acima do material filtrante.

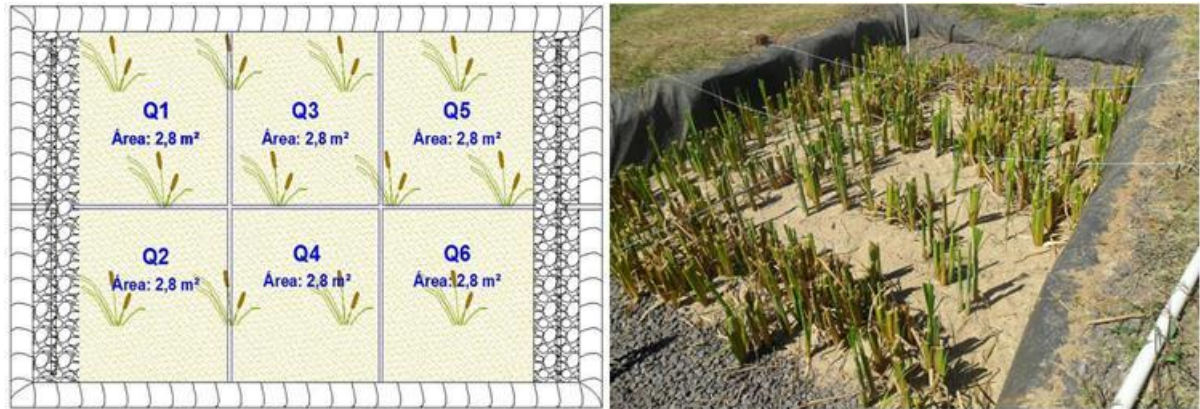


Figura 33 – Divisão em quadrantes no FPMH.

O FPMV foi dividido em 4 quadrantes conforme apresentado na figura 34. Cada quadrante do FPMV possui uma área de 3,3 m². Os quadrantes foram numerados conforme apresentado na figura 32.

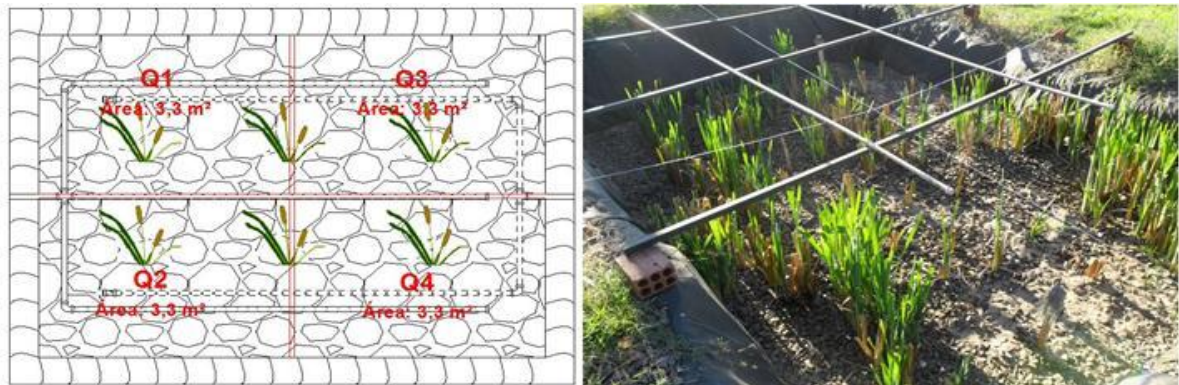


Figura 34 – Divisão em quadrantes no FPMV

Após a etapa da divisão dos filtros em quadrantes, foi realizado um sorteio para escolher as plantas que seriam avaliadas em termos de crescimento. Foram sorteadas 5 plantas para cada quadrante, as quais foram marcadas com fitas de diferentes cores. As medições de crescimento foram realizadas semanalmente nas plantas marcadas, com auxílio de uma fita métrica. Na figura 35 apresenta-se a forma do monitoramento do crescimento.

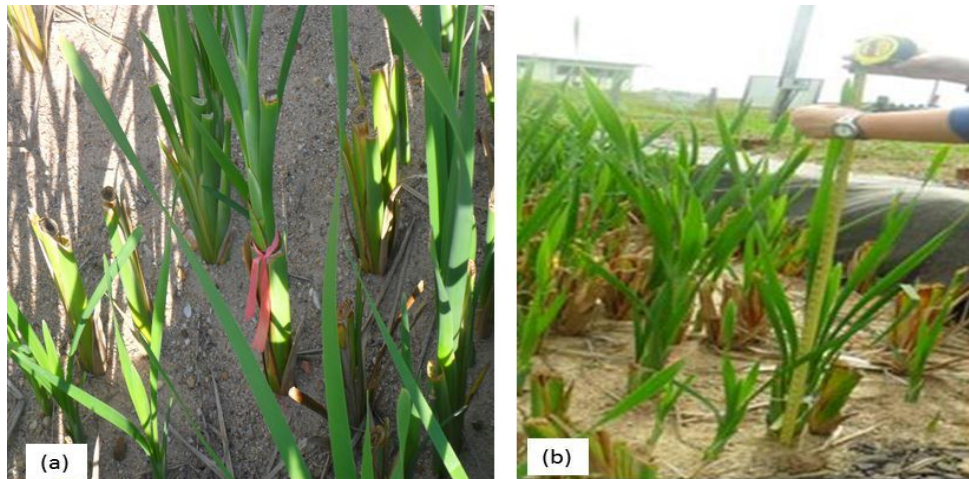


Figura 35- Monitoramento do crescimento; a) identificação das macrófitas para análise do crescimento; b) medição do crescimento das macrófitas identificadas.

A velocidade de crescimento foi obtida segundo a equação 4, descrita por Esteves (1998):

$$TA = \left(\frac{C_2}{T_2} - \frac{C_1}{T_1} \right) \quad (4)$$

Sendo que:

TA= Velocidade de crescimento cm/dia

C₂ e C₁= Comprimento médio das folhas nos tempos 1 e 2 (cm)

T₂-T₁= intervalo entre as coletas (dia)

3.8.2 Assimilação de nutrientes pelo tecido foliar da macrófita *Typha domingensis* Pers.

As análises dos teores de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal foram realizadas em diferentes períodos do crescimento das macrófitas. Para o FPMH, as análises foram realizadas no 44^o, 58^o, 92^o, 105^o, 133^o e 150^o dias após a poda e para o FPMV no 41^o, 92^o e 108^o dias após a poda, através da coleta de uma planta de cada quadrante de cada filtro (Figura 36).



Figura 36- Coleta das macrófitas. a) macrófitas coletadas para análise; b) detalhe da identificação de cada quadrante.

Para os cálculos de absorção de cargas de N e P pelas plantas e sua contribuição na remoção das cargas aplicadas foi estabelecido uma relação entre teor de nutrientes (g/Kg), massa seca (Kg), crescimento (altura) das macrófitas (m) e a densidade das mesmas nos filtros (plantas/m²). A massa seca foi obtida com a secagem da parte aérea em estufa a 105°C, até obter-se peso constante. O número de plantas foi determinado contando todas as plantas, sem distinguir os colmos das emissões laterais (brotos). Foi adotado como critério que cada planta corresponde a um indivíduo, conforme proposto por Ferreira (2005), embora cada planta represente na realidade um clone vegetativo, ou seja, propagações geneticamente idênticas unidas pelos seus rizomas.

Em seguida da coleta da parte aérea das macrófitas, as mesmas foram imediatamente picadas e em seguida acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados e levados a estufa sob temperatura de 60°C até atingir o peso constante (pré- secagem).

Após esta etapa, parte das amostras foi separada para a análise de nitrogênio e fósforo do tecido vegetal e o restante das amostras permaneceu na estufa sob temperatura de 105°C até atingir peso constante, para a quantificação da massa seca total.

As análises do conteúdo de nutrientes no tecido vegetal foram realizadas no Laboratório de Águas e Efluentes e seguiram recomendações de Tedesco, *et al.*(1995).

Na figura 37 é mostrado detalhadamente as principais etapas abordadas para a determinação do teor de nutrientes em termos de nitrogênio e fósforo do tecido vegetal juntamente com o crescimento das macrófitas.

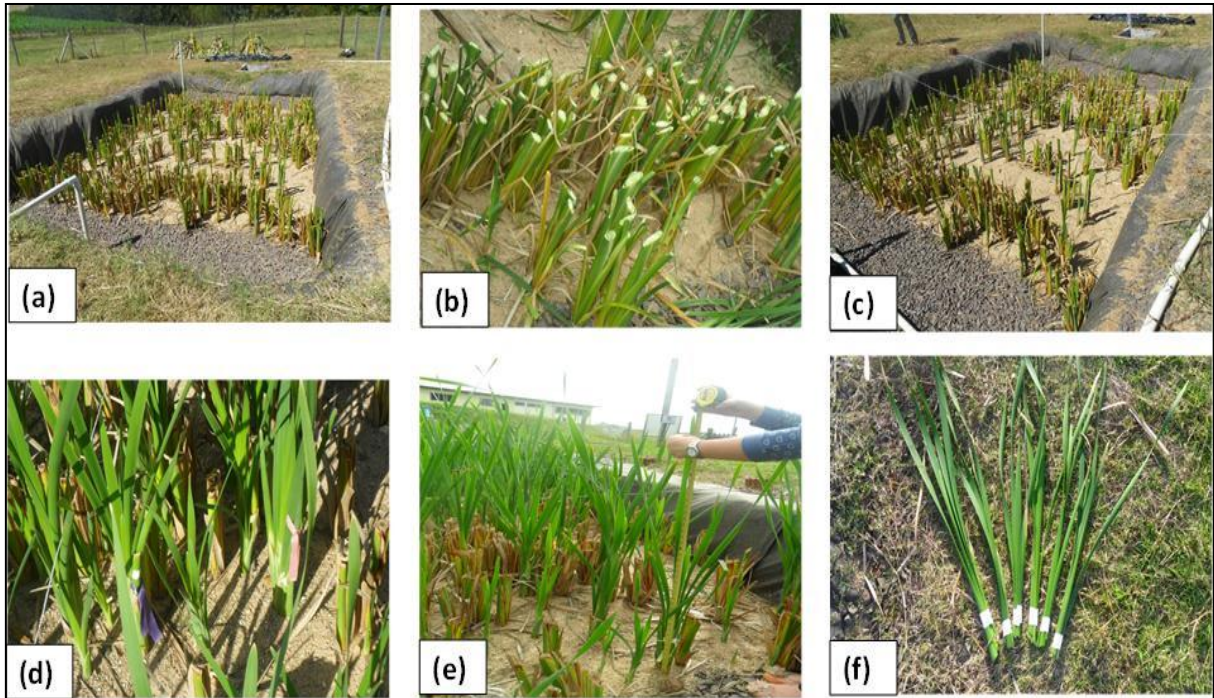


Figura 37 – Principais etapas empregadas para análise do crescimento e nutrientes no tecido foliar. a) poda; b) macrófitas podadas 30 cm acima do material filtrante; c) divisão em quadrantes; d) macrófitas marcadas para análise do crescimento; e) medição do crescimento; f) coleta das macrófitas para análise do teor de nutrientes do tecido foliar.

3.9 Análise estatística

Aplicou-se análise de variância – ANOVA com auxílio do software Microsoft® Excel entre os parâmetros que indicam a qualidade do efluente tratado para o FPMH e o FPMV. Este é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) apresentarem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses: H_0 : as médias são iguais, isto é, não há diferença entre os tratamentos e H_1 : as médias são diferentes, ou seja, há diferença entre os tratamentos. Portanto, o

objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 e se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 . No presente estudo, o teste de variância ANOVA foi aplicado com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$).

Ainda utilizando o software Microsoft® Excel foi realizado correlações de Pearson correlacionando a velocidade de crescimento das macrófitas do FPMH com a temperatura do ar, radiação, umidade relativa do ar e a evapotranspiração quantificada no FPMH. Também foi realizada uma análise de todos os parâmetros que indicam a qualidade do efluente para o FPMH e FPMV. Essa análise permite verificar a intensidade da associação linear entre as variáveis que são quantificadas pelo r (coeficiente de correlação), conforme destacado na tabela 15.

Tabela 15 – 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)

Através dos programas Statistics 7.0 e Sigmaplot 11.0, obteve-se gráficos do tipo *boxplot*, linear e dispersão onde são apresentadas a média, mediana, o erro médio, o desvio padrão, correlações e os valores discrepantes e extremos.

3.10 Dados climáticos

Durante o período de estudo, os dados referentes as condições climáticas do local de estudo foram coletados junto a Estação Meteorológica de Frederico

Westphalen do INMET– Instituto Nacional de Meteorologia. A estação meteorológica estava localizada a aproximadamente 100 metros da estação de tratamento estudada (latitude -27.3956; longitude -53.4294; e 4 metros de altitude).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos foram discutidos em etapas. Inicialmente foi avaliado o regime hidráulico e os parâmetros operacionais. Posteriormente, foi analisado a evapotranspiração no FPMH, e em seguida foi avaliado para ambos os filtros a qualidade do efluente tratado, o crescimento das macrófitas juntamente com a assimilação de nutrientes pelas mesmas. E por fim, realizou-se uma análise geral do sistema estudado.

4.1 Regime hidráulico e aspectos operacionais

4.1.1 Regime hidráulico

Conforme já apresentado, a vazão semanal de projeto foi idealizada como sendo de 4.500L para cada filtro. O FPMH era alimentado 4 vezes por semana, sendo 1.125L/dia. O FPMV, era alimentado 3 vezes por semana, através de 4 pulsos diários de 375L, durante 5 minutos de sucção, totalizando 1.500L/dia.

Entretanto, o regime hidráulico atendido para o FPMH, dado que a alimentação foi realizada por gravidade, foi de 88% da vazão de projeto, sendo aplicada uma média diária aproximada de 995L, ou seja, 3.980L por semana (figura 38). Esse fato ocorreu em função da interferência da evaporação e da precipitação, que influenciou diretamente no nível de efluente disposto na LA. No período em que a evaporação excedeu a precipitação, resultou na diminuição do volume de efluente disponível para a alimentação dos filtros. Portanto, devido à dificuldade de captação do efluente da LA, observou-se a inconstância do nível de efluente no reservatório de equalização a montante dos filtros, influenciando diretamente na vazão de entrada do FPMH.

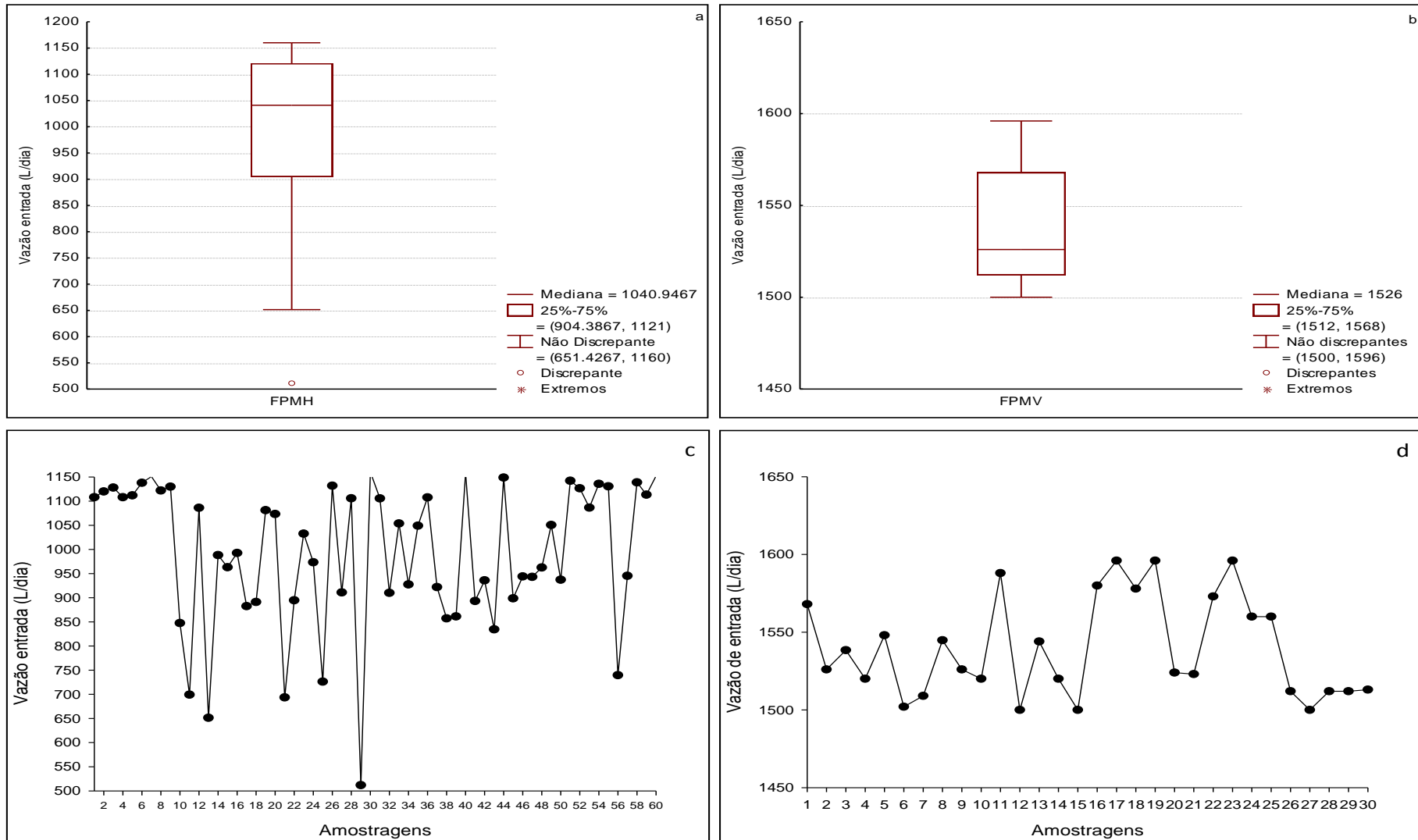


Figura 38 – Vazão aplicada nos FPM. a) gráfico tipo *boxplot*, destacando valores discrepantes, medianos e extremos observados com o regime aplicado ao FPMH. b) gráfico tipo *boxplot*, destacando valores discrepantes, medianos e extremos observados com o regime aplicado ao FPMV; c) comportamento da vazão aplicada ao FPMH; d) comportamento da vazão aplicada ao FPMV.

Já para o FPMV, a vazão de projeto foi atendida em 100 %, ou seja, 1.500L/dia e 4.500L/semana (figura 38). Isso se sucedeu porque a alimentação desse módulo foi realizada com auxílio de bombeamento, garantindo assim uma entrada de efluente permanente, conforme o regime proposto.

Com as medições de vazão realizadas no efluente dos FPM ao longo do período de estudo, foi possível inferir sobre o tempo de drenagem do efluente de cada filtro. A vazão de saída do FPMH foi estimada semanalmente por meio dos ensaios realizados para quantificar a evapotranspiração deste módulo. Para o FPMV a vazão de saída foi obtida pelas medições de vazão quinzenais ao longo de todo o período de drenagem do efluente.

Tratando-se do FPMH, considerando uma taxa hidráulica de 37,55 mm/dia e a alimentação diária de 4 horas, pode se observar na figura 39 que o tempo de drenagem do efluente foi de aproximadamente 13 horas.

Para o FPMV, trabalhando com uma taxa hidráulica de 105 mm/dia dividida em 4 pulsos, verificou-se que o tempo de drenagem do efluente diário foi de 13h25min (figura 40). Pode-se observar que a perda de efluente no primeiro pulso é superior aos demais. Esse fato pode estar relacionado com a umidade e os espaços vazios do maciço filtrante, pois no primeiro pulso o material filtrante está seco e a porcentagem de retenção é maior, diferentemente do que acontece nos pulsos posteriores. A perda média total de efluente diário no FPMV foi de 6 mm/dia, representando 6% da vazão de entrada, a qual pode ser associada com uma parcela de evapotranspiração e também com a retenção pelo material filtrante, o qual, diferentemente do FPMH não permaneceu saturado de efluente.

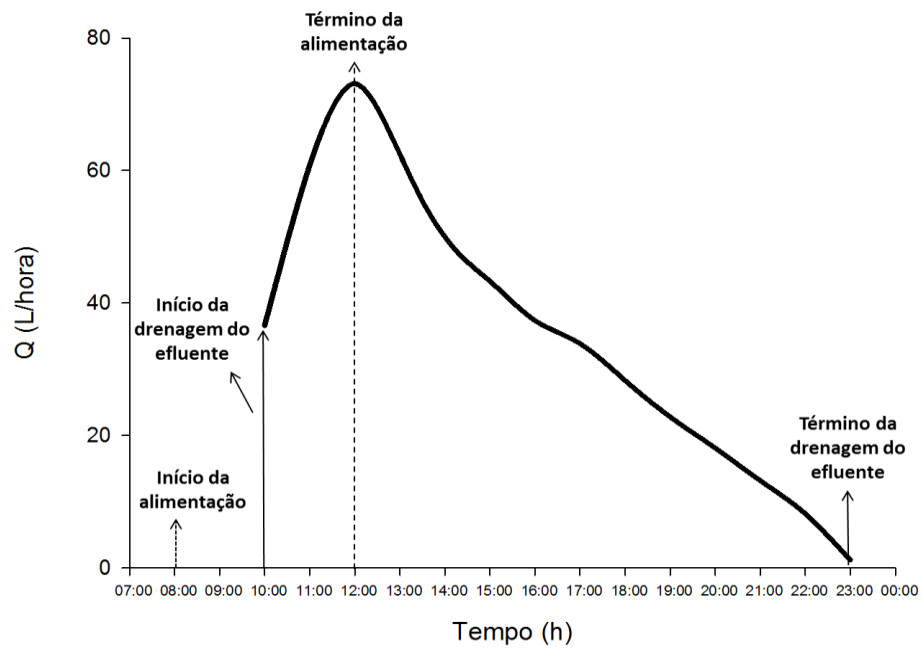


Figura 39 – Curva de geração do efluente drenado no FPMH, confeccionado a partir de valores médios obtidos sob 20 amostragens.

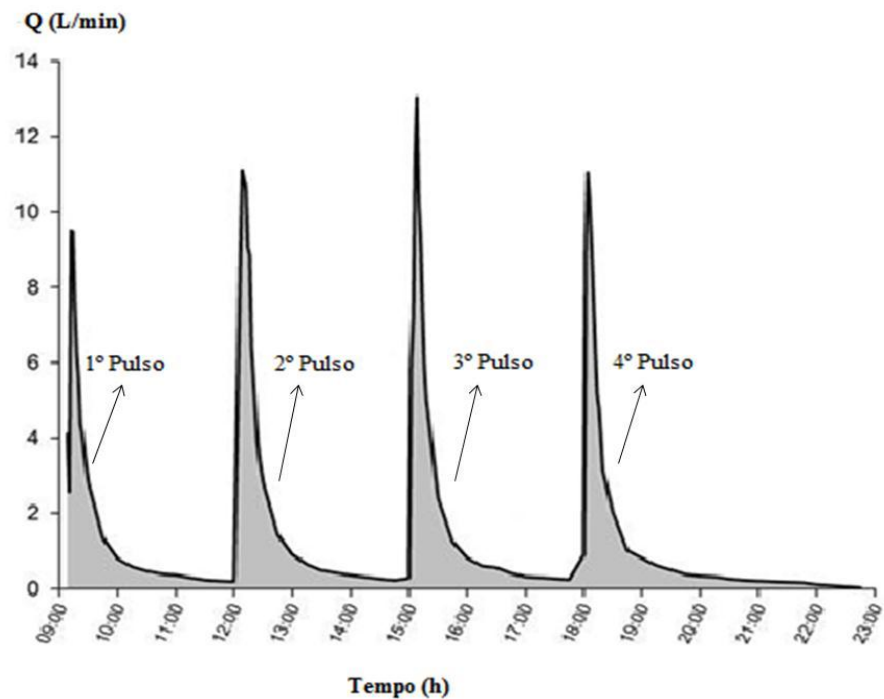


Figura 40 – Curva de geração do efluente drenado no FPMV, confeccionado a partir de valores médios obtidos sob 8 amostragens.

A distribuição do tempo de drenagem do efluente neste módulo foi fortemente influenciada pelo fracionamento da taxa de aplicação hidráulica diária, pois conforme as ressalvas de Molle *et al.* (2006) para uma mesma taxa de aplicação hidráulica, quanto mais doses de menor volume, maior é o TDH.

4.1.2 Aspectos operacionais

Ao longo do período de implantação e operação, o sistema não apresentou nenhum problema significativo relacionado às questões operacionais. A primeira poda das macrófitas no FPMH foi realizada no dia 21/03/2012 e no FPMV no dia 08/05/2012. A segunda poda foi realizada no dia 16/10/2012 para ambos os filtros.

Durante o período de estudo, foram adicionadas novas 35 mudas da macrófita *Typha domingensis* Pers. no FPMV. As novas mudas foram plantadas em dois períodos diferentes. No dia 14/02/2011 foram implantadas 15 mudas, e no dia 08/05/2012 foram implantadas novas 20 mudas.

4.2 Evapotranspiração no FPMH

A EVT média quantificada durante o período de maio a setembro de 2012 no FPMH foi de 22 mm/dia, representando uma perda de 49% da vazão de entrada.

Conforme Headly *et al.* (2012), a EVT está diretamente relacionada com temperatura, radiação, umidade do ar e o estágio do crescimento das macrófitas. Esses fatores também foram relevantes nesse estudo, pois conforme apresentado na tabela 16 todas as correlações entre esses parâmetros e a EVT foram de significâncias medianas e fortes, podendo induzir então, que quanto maior for a temperatura e a radiação e menor for a umidade do ar e a velocidade de crescimento das macrófitas, maior é a evapotranspiração. Salienta-se que nesse estudo as menores velocidades de crescimento das macrófitas coincidiram com a maior área foliar das mesmas.

Tabela 16 – Correlações de Pearson entre variáveis climáticas, crescimento das macrófitas e evapotranspiração do FPMH.

Parâmetros	Correlação de Pearson
Temperatura	0,643805
Umidade do ar	-0,707954
Radiação	0,867603
Crescimento das macrófitas	-0,779126

Na figura 41 são apresentadas as médias mensais de temperatura e umidade do ar e a precipitação acumulada mensal durante o período de estudo da EVT.

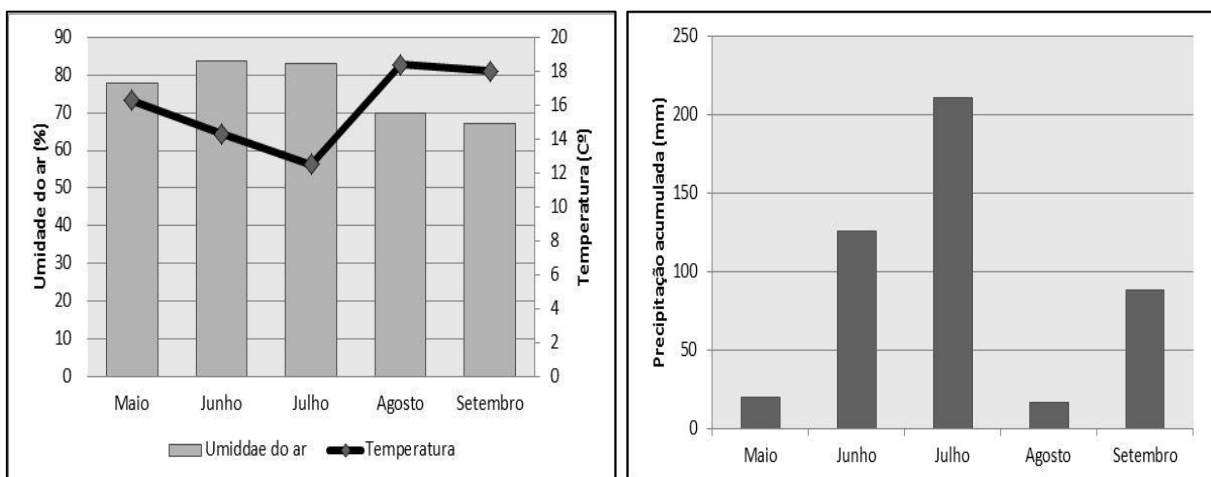


Figura 41 - Valores médios mensais de temperatura, umidade do ar e precipitação mensal acumulada na área de influencia de estudo para o ano de 2012.

Pode-se observar que a EVT aumentou significativamente nos meses de agosto e setembro (figura 42). Além do fato de ter diminuído a umidade do ar e a temperatura ter aumentado nesses meses, o aumento da EVT pode estar relacionado com a máxima área foliar das macrófitas. Esse fato foi reportado por diversos autores: Brasil e Matos (2008) relataram maior EVT da macrófita *Typha* quando as plantas estavam com aproximadamente 2 metros de altura, na fase reprodutiva; Headly *et al.* (2012) observaram maiores taxas de EVT no auge da

produtividade da biomassa das macrófitas, e menores taxas quando as macrófitas estavam no início de seu desenvolvimento; Moro *et al.* (2004) também observaram que a transpiração das macrófitas foi mais elevada quando as plantas atingiram a máxima área foliar.

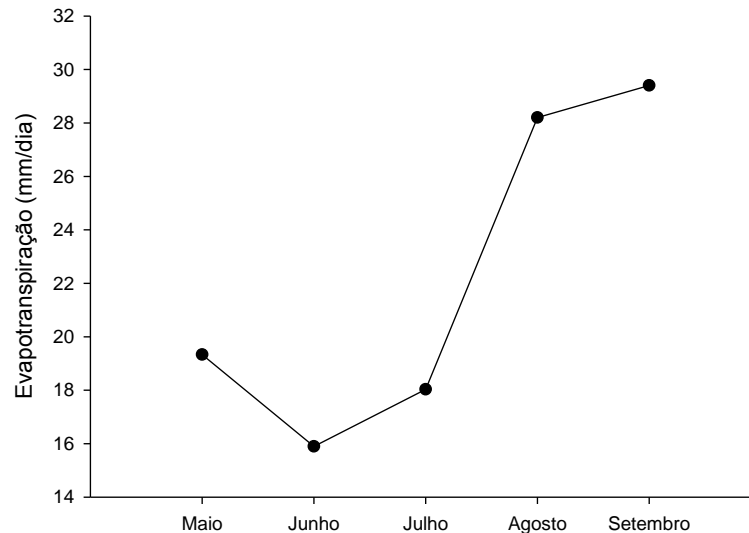


Figura 42 – EVT média diária referente aos meses de maio a setembro de 2012.

Cabe ressaltar que a alimentação do FPMH foi realizada em batelada, e a alimentação e grande parte da drenagem do efluente do sistema ocorreram quando a temperatura e a radiação foram mais elevadas (durante o dia), propiciando uma EVT relativamente alta.

Logo, observa-se que a EVT teve um papel significativo nos FPMH, influenciando diretamente no volume de efluente do sistema, podendo chegar a concentrar os poluentes. Durante 5 meses de avaliação da EVT obteve-se uma perda de 44.000L dos 90.000L aplicados.

Na figura 43 é apresentado a porcentagem média da EVT mensal, durante o período avaliado.

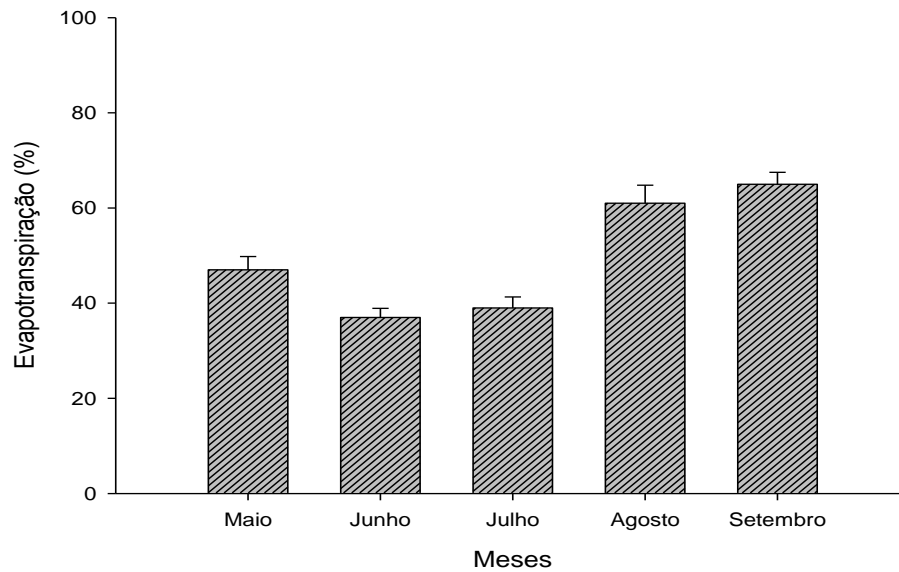


Figura 43 – Média dos ensaios mensais de EVT ao longo do período de maio a setembro de 2012.

A NBR 13969 de setembro de 1997, (ABNT, 1997) relata o dimensionamento de canteiros de evapotranspiração, os quais consistem em leitos de infiltração, com material filtrante que contenham boa permeabilidade e plantas na superfície.

Visto que o FPMH, com uma profundidade útil de 0,80 m e uma área superficial de 26,5 m², demonstrou uma EVT média de 22 mm/dia sob condições subtropicais ao longo do período de estudo, com base no regime de alimentação operado poder-se-ia propor um redimensionamento com vista à descarga zero de efluente. Neste caso, com base na evapotranspiração e o índice pluviométrico observado nesse estudo, haveria necessidade de uma área superficial de 53 m² para não ocorrer descarga de efluente.

4.3 Qualidade do efluente tratado

Os resultados apresentados referem-se a 12 meses de monitoramento (novembro/2011 a outubro/2012), contudo, os filtros foram implantados 7 meses

antes desta data. Na tabela 17 é apresentado um resumo estatístico dos resultados físico-químicos e biológicos obtidos no efluente das unidades em estudo, ao longo das amostragens realizadas entre o período de monitoramento.

Cabe ressaltar que o efluente produzido nas instalações de bovinocultura leiteira sofreu variações ao longo do período de estudo em função das práticas operacionais diárias realizadas nas instalações de bovinocultura influenciando diretamente na composição do efluente gerado. Dessa forma, como o objeto de estudo foi os FPM, trabalhou-se com carga aplicada semanal tanto para o FPMH quanto para o FPMV.

4.3.1 Valores de pH, temperatura e alcalinidade

Os valores de pH obtidos durante o monitoramento estão apresentados na figura 44. Foi possível observar que em 71%, sob um total de 35 análises, o pH do afluente dos FPM foi superior a 7. Isso pode ter ocorrido em função de atividades fotossintéticas realizadas pelas macrófitas aquáticas e algas que predominaram em grande parte do tempo nesta unidade de tratamento. Contudo, após a passagem do efluente pelos FPM, o pH reduziu, sendo infiltrado o efluente final variando entre 6,5 e 7,6 para o FPMH e 6,5 e 7,5 para o FPMV. Pode-se observar também um comportamento similar para ambos os filtros, sendo que o efluente final ficou dentro da faixa de valores considerados ideais para a atividade bacteriana (valores entre 6,5 e 9).

A queda do pH no efluente dos filtros, foi observada também por Zapparolli (2011). Segundo o autor um dos fatores que pode ter colaborado para a diminuição do pH foi a presença de substâncias orgânicas geradas por ciclos de crescimento, morte e decomposição das macrófitas.

Tabela 17 – Resumo estatístico dos resultados obtidos a partir das amostragens realizadas de novembro/2011 à outubro/2012

Parâmetros	Efluente do Reservatório de Equalização					Efluente do FPMH					Efluente do FPMV				
	Mínimo	Mediana	Máximo	Média ±DP	N*	Mínimo	Mediana	Máximo	Média ± DP	N*	Mínimo	Mediana	Máximo	Média ± DP	N*
pH	6,5	7,3	8,4	7,2	35	6,5	6,8	7,6	6,4	35	6,5	6,9	7,5	6,9	35
Temp. amostra (°C)	9,0	18,0	26,0	18,2	35	13,0	19,0	26,0	19,7	35	14,0	20,0	28,0	20,2	35
Alcalinidade mg CaCO ₃ /L	252,5	210,3	1.025,2	668,3±300,0	35	102,6	313,5	1057,5	455,0±300,4	35	137,0	242,25	637,0	290,2±141,2	35
OD (mg/L)	0,2	0,5	0,6	1,1±0,1	35	0,4	0,8	1,9	0,8±0,4	35	1,9	3,5	4,8	3,4 ±0,8	13
DQO (mg/L)	468,0	1.012,0	1.578,0	1.008,2±297,6	23	136,0	266,0	446,0	262,2±83,3	23	148,5	310,3	491,0	322,9±101,1	23
DBO ₅ (mg/L)	35,0	128,3	384,0	138,2±67,8	35	16,9	40,0	98,3	52,9±28,5	35	101,1	47,2	186,1	70,6±45,3	35
NTK (mg/L)	29,1	59,5	144,7	68,8±29,6	23	12,1	24,2	70,8	27,6±14,7	23	8,1	18,2	36,9	19,6±9,2	23
N-NH ₄ (mg/L)	15,3	43,2	119,2	55,09±27,2	35	1,7	19,4	76,5	22,8±21,3	35	1,0	6,5	41,4	11,1±10,7	35
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,0	0,0	0,0	0,0±0,0	35	0,0	0,0	0,0	0,0±0,0	35	0,0	0,0	1,4	0,1±0,2	35
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0,0	4,4	9,40	5,2±3,9	35	0,0	3,1	6,0	3,0±1,6	35	0,0	38,4	61,1	37,2±15,3	35
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	11,8	23,4	39,8	23,3±6,9	35	0,8	16,4	35,4	15,1±7,8	35	11,3	18,9	37,2	20,9±7,3	35
SS (mg/L)	111,0	223,1	467,0	254,1±100,6	35	5,4	43,0	170,0	48,9±33,1	35	14,2	67,0	253,0	80,2±44,8	35
ST (mg/L)	525,0	1.295,0	11,51	1.557,1±1.801,7	35	63,6	778,0	2.035,0	884,8±444,4	35	160,0	1.064,0	1.696,0	1.009,9±406,3	35

* O índice N representa o número de amostragens validas.

DP = Desvio padrão

OBS.: Os valores demonstrados como zero correspondem a valores não detectáveis no método utilizada

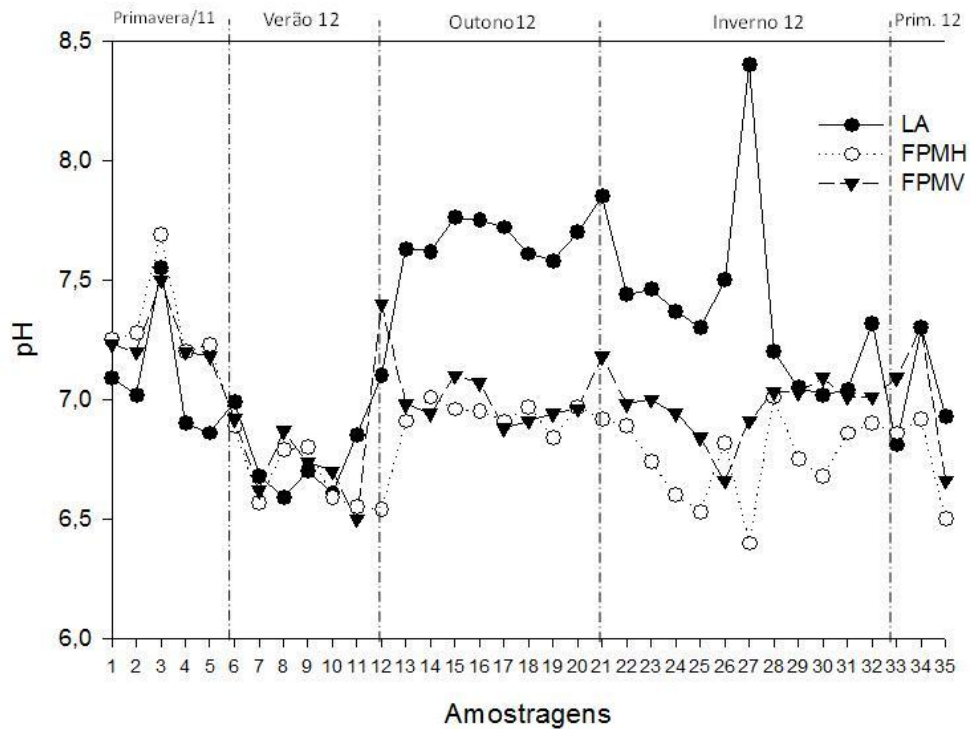


Figura 44 – Comportamento do pH dos tratamentos ao longo do período de estudo.

Na figura 45 demonstra-se a temperatura do afluente e efluente dos FPM. Pode-se verificar que a temperatura do efluente dos dois filtros teve comportamento similar, e a mesma manteve-se mais elevada quando comparada com o afluente. Segundo Brix (1997), essa condição é alcançada pela presença das macrófitas, pois dentre os processos de interação da planta com o meio está o isolamento da superfície em relação a temperaturas mais baixas.

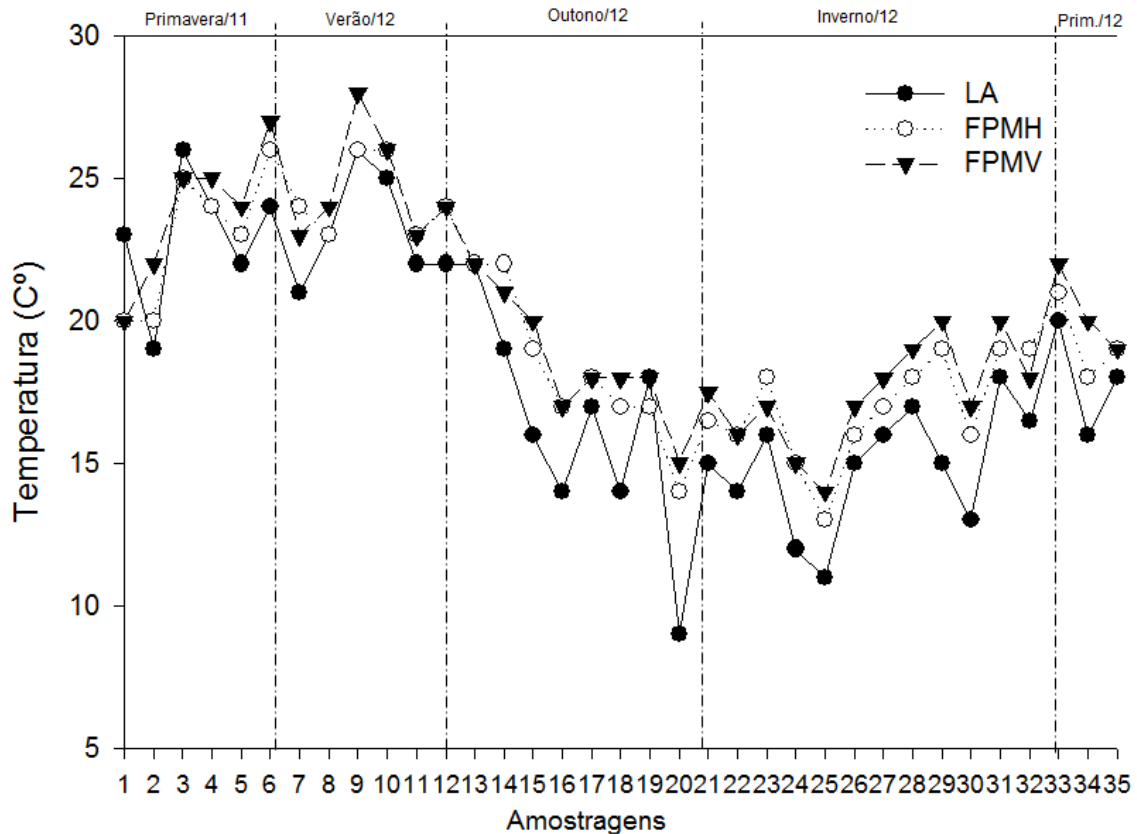


Figura 45 – Comportamento da temperatura dos tratamentos ao longo do período de estudo.

Com relação à alcalinidade (figura 46), os valores do afluente se mantiveram na média de 668 mg/L, enquanto que no efluente do FPMH a alcalinidade caiu para 455 mg/L, e para o FPMV o efluente final foi infiltrado com uma média de 290 mg/L. Esses valores se encontram acima do valor típico de alcalinidade para esgoto doméstico, que corresponde a 200 mg/L (VON SPERLING, 2005).

Notou-se uma tendência de decaimento da alcalinidade no afluente dos FPM ao longo do período de estudo. Acredita-se que esse fato esteja relacionado com a variação da composição do efluente produzido diariamente na sala de ordenha. Apesar desta tendência, a alcalinidade não se tornou um fator limitante, influenciado na oxidação do nitrogênio amoniacal dos FPM, pois segundo a USEPA, (1993) é necessário 7,14 mg/CaCO₃ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado. Como pode ser observado no afluente dos filtros tem-se uma concentração média de 668 mg/CaCO₃ e em contrapartida tem-se uma concentração de 55 mg/N-NH₄.

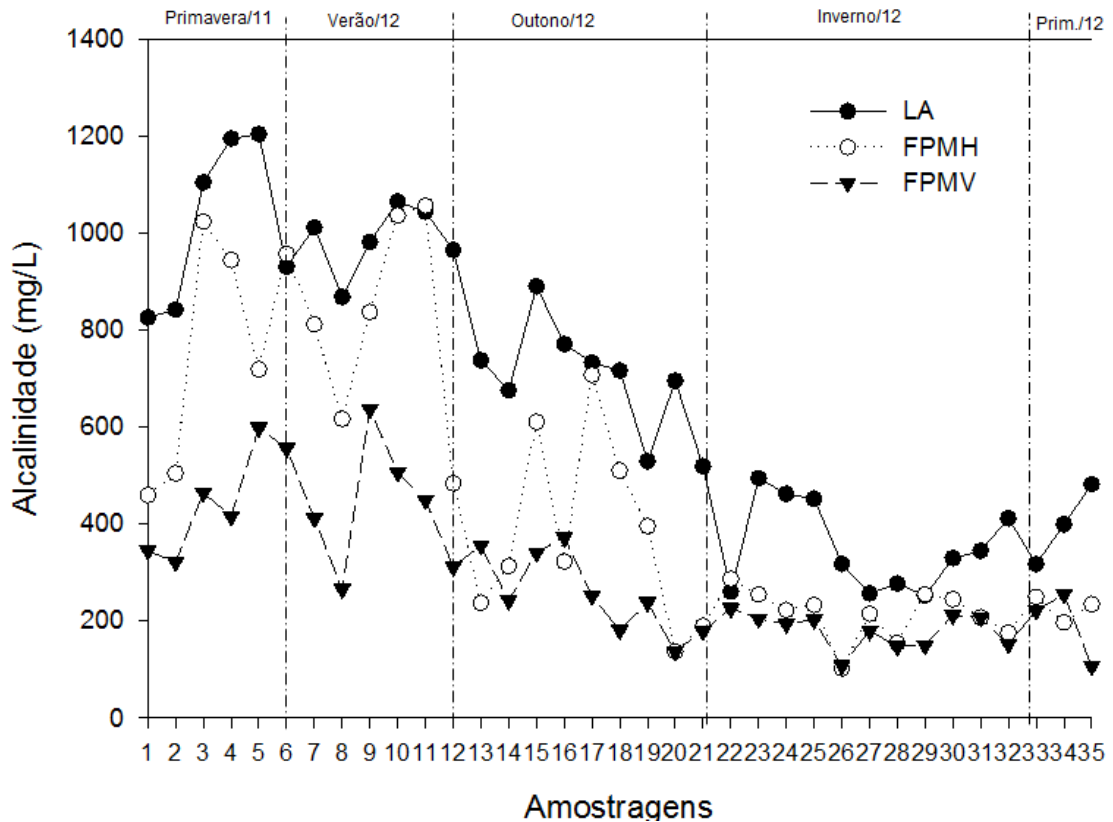


Figura 46 – Comportamento da alcalinidade dos tratamentos ao longo de período de estudo.

4.3.2 Remoção de matéria orgânica carbonácea

A remoção da matéria carbonácea em termos de DQO e DBO nos FPM é realizada por uma cooperação entre mecanismos físicos e microbianos. Segundo Lee *et al.* (2004), os sólidos grosseiros podem ser removidos em um tratamento primário, permitindo assim, uma hidrólise de sólidos orgânicos. Essa etapa aliada à elevada colonização dos micro-organismos no material filtrante dos FPM faz com que rapidamente as reações químicas sejam catalisadas.

Durante o período de estudo, a concentração de DQO do afluente dos filtros variou de 468 a 1.578 mg/L, enquanto que no efluente do FPMH variou de 136 a 446 mg/L e no efluente do FPMV a variação foi de 148 a 491 mg/L. Na figura 47 é apresentado o comportamento da DQO para os três tratamentos estudados.

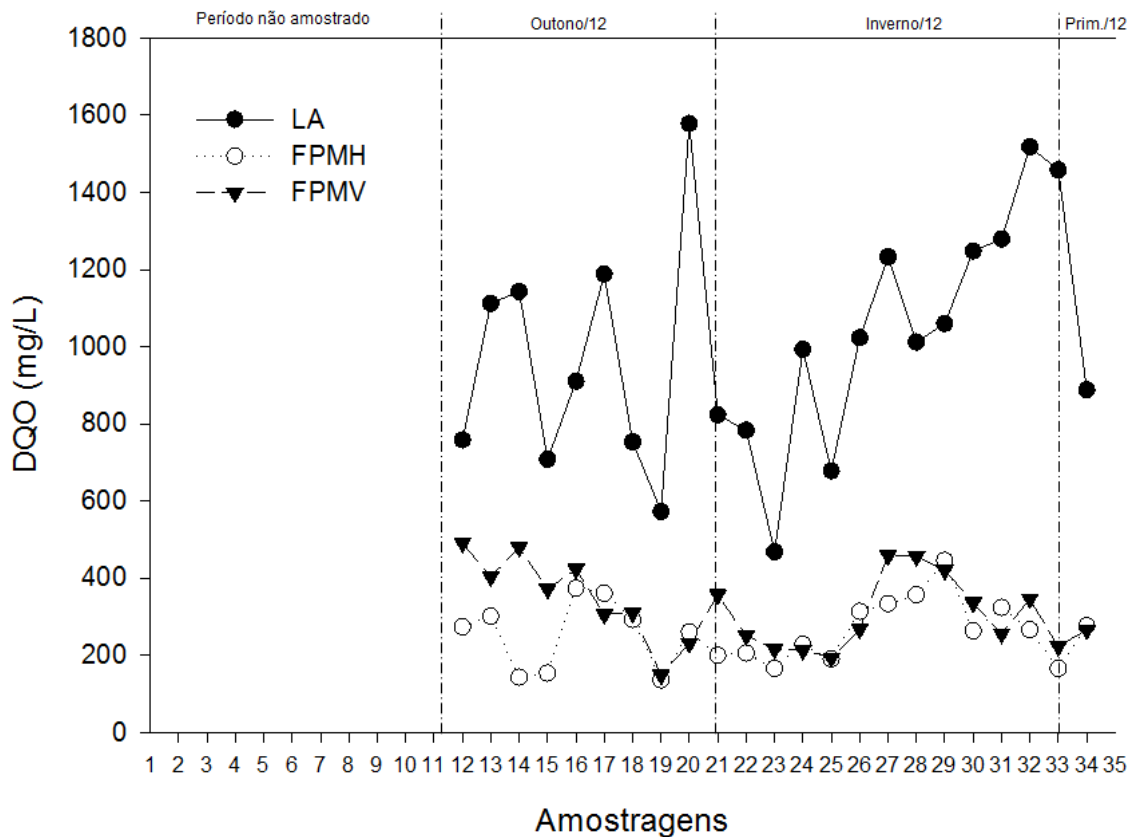


Figura 47 – Comportamento da DQO dos tratamentos ao longo do período de abril a outubro de 2012.

Para o FPMH a carga média superficial aplicada de DQO foi de $151\text{g/m}^2\cdot\text{semana}$ e obteve-se uma remoção média em termos de concentração de 74%. Mantovi *et al.*(2003), trabalhando com dois FPMH em série, aplicados ao tratamento de efluente de bovinocultura, observaram uma remoção média de 80% de DQO para o primeiro filtro e superior a 90% depois do efluente ter passado pelo segundo módulo, trabalhando com uma carga superior, de $642,3\text{ g DQO/m}^2\cdot\text{semana}$. Lee *et al.*(2004) trabalharam com um FPMH aplicado ao efluente de suinocultura, operando em três fases distintas com variação na carga aplicada. Os autores observaram remoções de 77% de DQO quando aplicaram carregamento de $959\text{ g/m}^2\cdot\text{semana}$, de 84% aplicando cargas de $490\text{ g/m}^2\cdot\text{semana}$ e de 82% aplicando cargas de $273\text{ g/m}^2\cdot\text{semana}$.

Para o FPMV, a carga média aplicada de DQO foi de $317\text{g/m}^2\cdot\text{semana}$ e a eficiência média obtida em termos de concentração foi de 68%. Esse filtro recebeu

aproximadamente 2 vezes mais carga do que o parâmetro de projeto, que seguiu recomendações de Winter e Goetz (2003), os quais estabelecem um limite máximo de carregamento de 140g/m².semana. Hoffmann *et al.*(2011), recomendam um limite, sob clima quente de 420 a 490 g/m².semana e Platzer e Mauch (1997) estabelecem como limite máximo de carregamento do FPMV, o valor de 175 g/m².semana, sob condições de clima temperado.

Conforme demonstrado na figura 48 pode-se observar que em termos de concentração final de DQO, os filtros demonstraram comportamento similar entre si, contudo não apresentaram remoção inferior comparado com outros trabalhos.

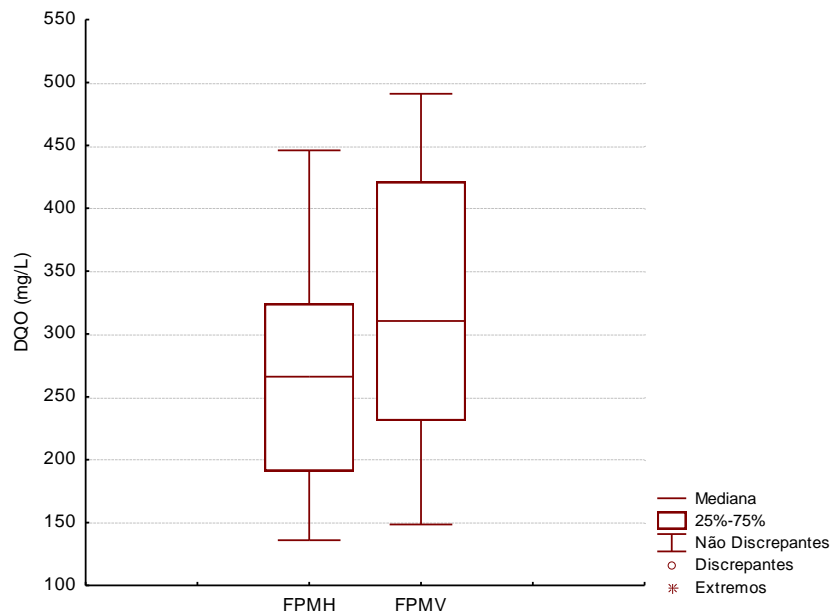


Figura 48 - Gráfico *boxplot* demonstrando valores medianos, discrepantes e extremos da DQO no efluente final dos FPM.

Infere-se que a baixa remoção de DQO nos FPM pode estar relacionada com a matéria carbonácea do afluente de difícil degradação, tanto para o FPMH, quanto para o FPMV.

A relação DQO/DBO afluente dos FPM foi de 7,3, considerada pela literatura como elevada (VON SPERLING, 2005), indicando que a fração não biodegradável (inerte) é alta. A relação DQO/DBO varia conforme a passagem do efluente pelas

unidades de tratamento. Segundo Von Sperling (2005) a tendência desta relação é aumentar devido à redução da porção biodegradável, enquanto que a fração inerte permanece praticamente inalterada. Quanto maior a eficiência no tratamento da fração biodegradável, maior é a relação DQO/DBO.

No entanto, no presente estudo, a relação DQO/DBO diminuiu, ficando em média de 5 para ambos os filtros, pois nos FPM ocorrem processos físicos como filtração e sedimentação, onde grande parte da fração sólida inerte fica retida nos mesmos, diminuindo assim essa relação.

Outra correlação que pode ser associada à baixa concentração de DBO em relação à DQO afluente aos FPM é o tipo de manejo adotado nas instalações de bovinocultura, a qual é destinado ao tratamento basicamente o efluente da sala de ordenha. Sendo que na área de alimentação primeiramente é feito a raspagem dos dejetos sólidos (fezes e restos de comida dos animais) e encaminhado a compostagem, após a raspagem é realizado a lavagem do piso, assim somente a fração líquida é encaminhada ao tratamento. Dessa forma a concentração de fezes de animais presentes no tratamento é baixa, influenciando diretamente na concentração de DBO.

As concentrações médias de DBO do afluente dos filtros variaram de 35 a 384 mg/L. Para o efluente do FPMH as concentrações de DBO variaram de 16,90 a 98,30 mg/L e para o efluente do FPMV de 19 a 186 mg/L, conforme apresentado na figura 49.

Notou-se um alto desvio padrão para os valores de DBO dos tratamentos (figura 50). Esse fato está relacionado diretamente com o manejo diário das instalações de bovinocultura e também com a incidência da precipitação na LA, contribuindo para a variação da concentração de DBO no afluente dos FPM.

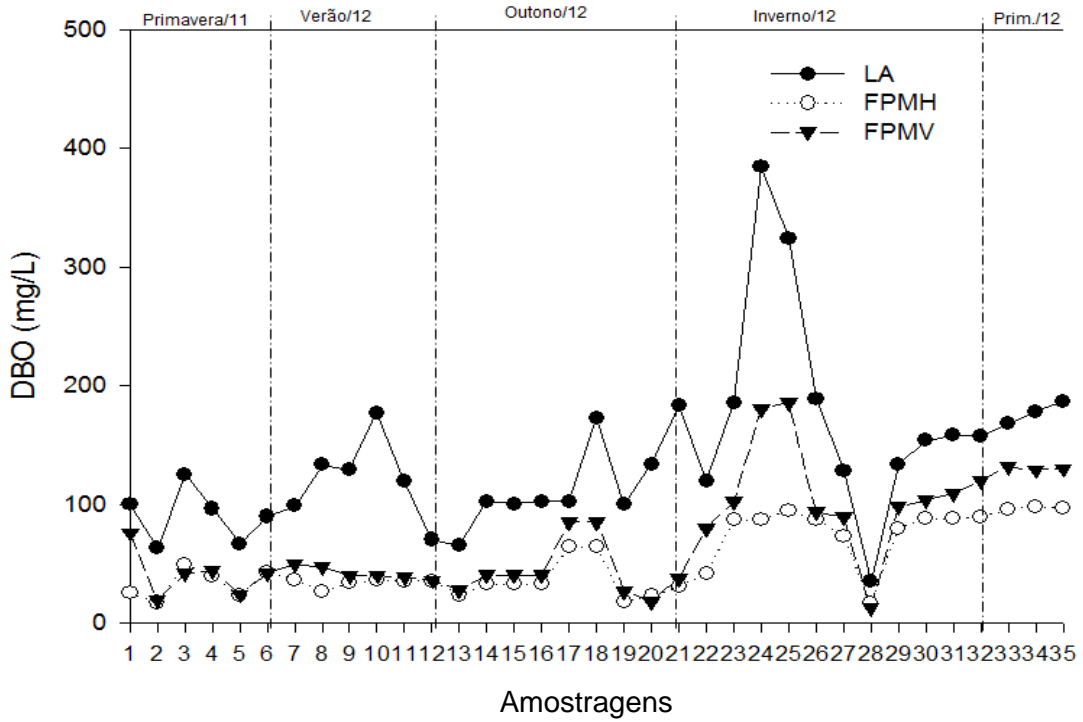


Figura 49 – Comportamento da concentração de DBO dos tratamentos ao longo do período de estudo.

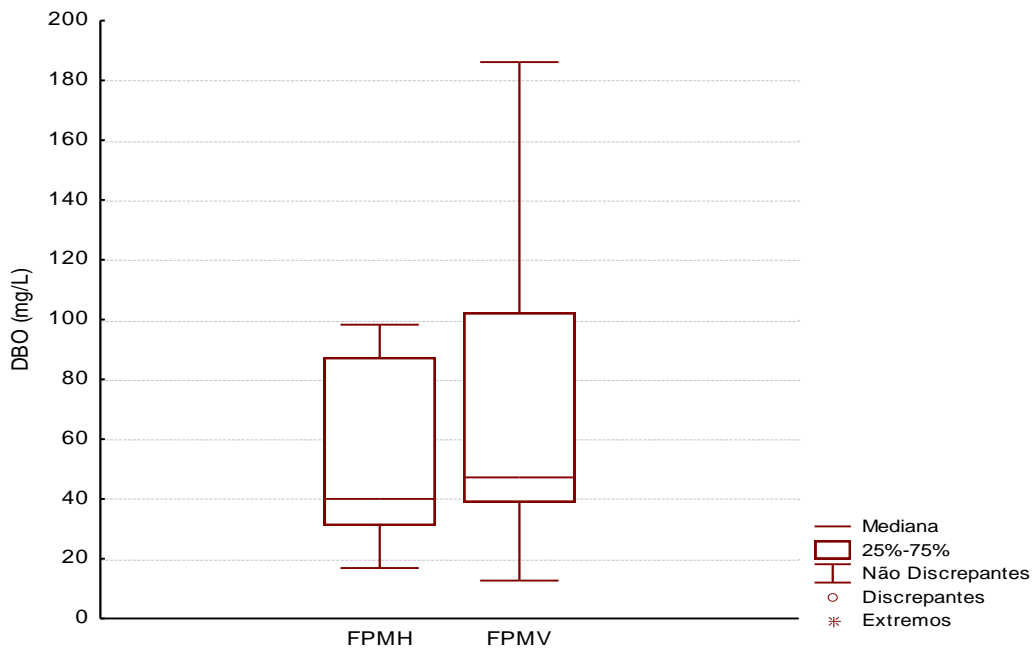


Figura 50 – Gráfico tipo *boxplot* demonstrado valores médios, desvio padrão, discrepantes e extremos de DBO do FPMH e FPMV.

Para o FPMH aplicou-se um carregamento médio de DBO de 20,7g/m².semana, obteve-se uma eficiência e termos de concentração média de 62%. Contudo, a literatura apresenta relatos de eficiências superiores. Newman *et al.*(2000) avaliaram a performance de remoção de DBO de um FPMH aplicado no tratamento de efluente de laticínios, empregando uma carga de 51 g/m².semana, e obtiveram uma eficiência média de 85% para esse parâmetro. Lee *et al.* (2004) trabalharam com um FPMH aplicado ao tratamento de suinocultura com 3 carregamentos, de 331,8 g/m².semana, 172,9 g/m².semana e 83,3 g/m².semana, obtendo remoções de 86%, 91% e 92%, respectivamente. Mantovi *et al.* (2003), também, observaram remoções superiores a 90% aplicando carga média de 254g/m².semana, fazendo a recirculação do efluente em dois FPMH.

Para o FPMV, aplicando-se um carregamento de 43,5 g DBO/m².semana, obteve-se eficiência em termos de concentração média de 49%. Aslam *et al.* (2007) observaram uma remoção de 51% de DBO em um FPMV, trabalhando com cargas médias de 95,5 g/m².semana. Sarmiento (2010), aplicando um carregamento inferior de 24,5 g/m².semana, observou uma remoção média de 73%.

Pode-se verificar que para ambos os filtros o sistema apresentou remoção de DBO inferior quando comparado com os demais trabalhos. Infere-se que a esta menor remoção desse parâmetro para ambos os FPM, pode estar associada com a difícil degradação da parte biodegradável da matéria orgânica.

4.3.3 Remoção de sólidos

Verificou-se alto desvio padrão no afluente dos filtros quanto a concentração de ST. Essa questão está relacionada com o nível de efluente disponível no reservatório equalizador, pois essa unidade de tratamento atuou também como um decantador. Quando a coleta do afluente dos filtros para análise foi realizada com baixo nível de efluente disposto no reservatório, resultou na maior concentração de sólidos.

A carga média de ST aplicada ao FPMH foi de 233 g/m².semana, obtendo uma eficiência de concentração média de 44%. Matos *et al.* (2009), alcançaram

remoção média de 60% de ST, trabalhando com um FPMH com carregamento de 481 g/m².semana. Para o FPMV, a carga aplicada de ST foi de 490g/m².semana, obtendo uma eficiência de concentração média de 35%. A eficiência média observada foi ligeiramente superior a encontrada por Sarmiento (2010), onde este autor trabalhou com um FPMV com carregamento de 221g.ST/m².semana e obteve uma eficiência de aproximadamente 30%.

Apesar das grandes variações das concentrações de SS afluente dos FPM, ao longo de 16 meses de operação (considerando o início da alimentação) pode-se observar um bom comportamento de ambos os filtros, não observando liberação da biomassa desprendida dentro do material filtrante, o que poderia ser identificada se houvesse aumento na concentração de SS efluente quando comparada concentração de SS do afluente (figura 51).

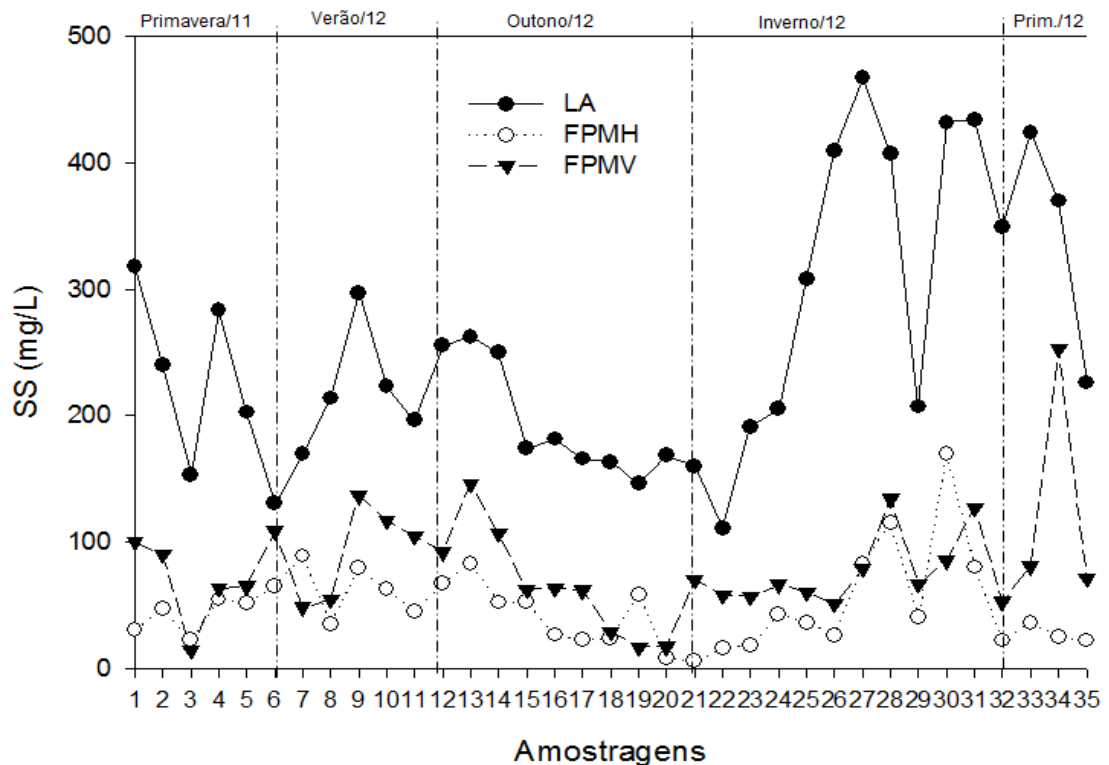


Figura 51 – Comportamento da concentração de SS dos tratamentos ao longo do período de estudo.

Tratando-se do FPMH a carga média aplicada de SS, considerando uma área transversal de 3,16 m², foi de 320g/m².semana, obtendo remoção de concentração média de 80%. Durante todo o período de estudo não observou-se indícios de colmatação nesse módulo. Sezerino (2006) submeteu um FPMH a uma taxa hidráulica de 83 mm/d e uma carga transversal média de 16,25 gSS/m².dia durante nove meses e não observou ocorrência de colmatação, alcançando ótimos resultados em termos de SS. Já em um segundo FPMH, recebendo cargas transversais médias de 52 gSS/m².dia, sob mesma taxa hidráulica, o autor observou a ocorrência de escoamento superficial após 16 meses de operação do filtro. Segundo o autor, entre os fatores que podem estar relacionados com a colmatação estão o carregamento e as características do material filtrante.

Pode-se observar na figura 52 um bom comportamento linear entre a cargas aplicadas e removidas de SS no FPMH. Segundo Vymazal e Kröpfelová (2008), os FPMH geralmente apresentam eficiências elevadas, isso ocorre principalmente devido aos mecanismos de filtração, que são responsáveis por 75% do processo, e por biodegradação, responsável por 15% junto ao material filtrante.

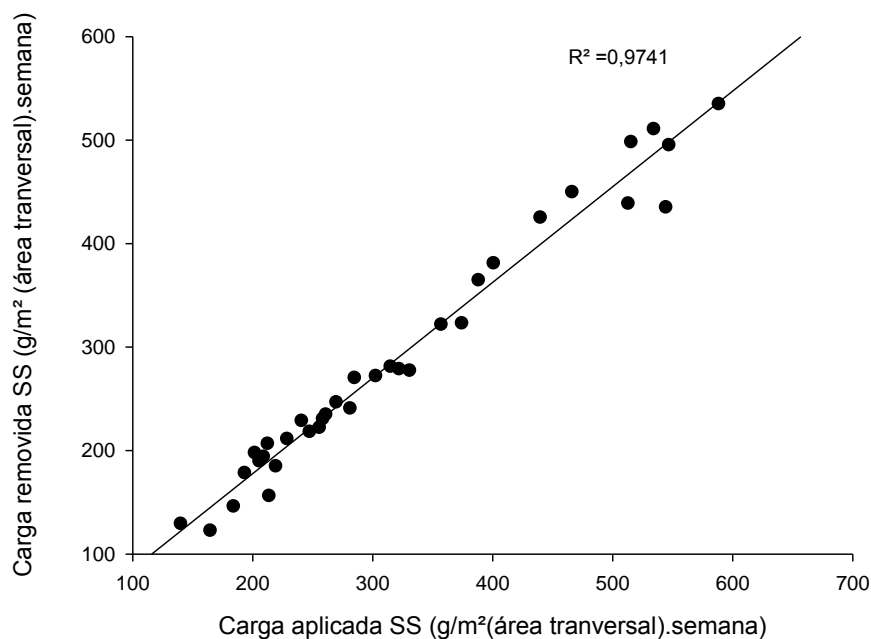


Figura 52 – Correlação entre carga aplicada e removida de SS no FPMH.

Sezerino (2006) relata que não são reportados na literatura valores máximos recomendados quanto ao carregamento de SS para os FPMH, pois a maioria dos modelos de dimensionamento dos mesmos estão relacionados com a DBO_5 . O autor ainda argumenta a necessidade de modelos de dimensionamento de carregamento de SS quanto à área transversal ao fluxo no filtro.

O FPMV operou com cargas médias de 80 g SS/m².semana, obtendo eficiência de concentração média de remoção de 68%. Sarmiento (2010) obteve uma eficiência de 82% em vários FPMV trabalhando com carga de 49 g SS/m².semana. Sun *et al.* (2005), observaram uma remoção de 57% trabalhando com um carregamento médio superior, o qual foi de 186,5 g SS/m².dia. Segundo Kadlec e Wallace (2009), as menores remoções observadas podem estar relacionadas com as maiores granulometrias do tipo de material filtrante empregado.

O presente estudo operou com uma taxa hidráulica de 105 mm/dia e um carregamento médio de 80 g SS/m².semana, valores semelhantes aos trabalhados por Langergraber *et al.* (2003), que estudaram FPMV em escala piloto. Os autores relatam que os sistemas apresentaram problemas de colmatação com taxas acima de 100 mm/d e com carregamento de 75,6 g SS/m².semana.

Ressalta-se que trabalhando com essas condições, até o término do estudo não verificou-se indícios de escoamento superficial. Entretanto, com bases nos ensaios realizados para observar o tempo de drenagem do efluente do FPMV, verificou-se um aumento no tempo de drenagem do efluente quando comparando os ensaios realizados em junho e setembro de 2012.

Na figura 53 é apresentado a curva de drenagem do efluente do FPMV. Como pode ser observado, o tempo de drenagem do efluente no mês de junho de 2012 foi de aproximadamente 5 horas e para o mês de setembro de 2012 o tempo de drenagem foi de aproximadamente 6 horas, indicando um aumento de 1 hora no tempo de drenagem do efluente.

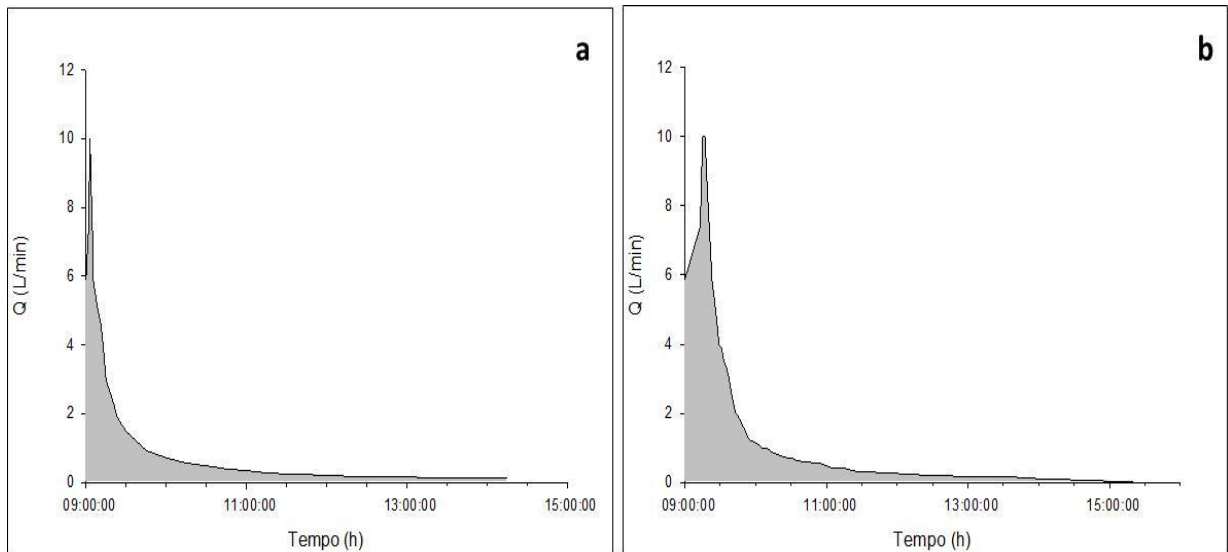


Figura 53 – Curva de drenagem do efluente do FPMV construída com base em valores médios referentes a 2 amostragens mensais. a) junho de 2012; b) setembro de 2012.

O aumento do tempo de drenagem do efluente pode estar sendo influenciado pelo desprendimento dos sólidos e do biofilme, o que reflete na diminuição da condutividade hidráulica, retardando a drenagem do efluente até a zona de saída. ZHAO *et. al.* (2009), analisaram o comportamento de 2 FPMV em escala laboratorial. Os filtros foram alimentados com fonte de matéria orgânica dissolvida (glicose) e fonte de matéria orgânica particulada (amido). Com o decorrer do tempo, os autores observaram a redução da porosidade do material filtrante, o que reduziu a velocidade de drenagem do efluente, retardando o tempo de escoamento do efluente. Segundo os mesmos autores, esse processo está associado com o desprendimento do biofilme dentro do material filtrante e a acumulação de partículas orgânicas.

4.3.4 Remoção e conversão de nutrientes

4.3.4.1 Nitrogênio

No efluente dos três tratamentos (LA, FPMH, FPMV) estudados, verificou-se que o nitrogênio foi composto em sua maioria por frações inorgânicas, conforme apresentado na figura 54.

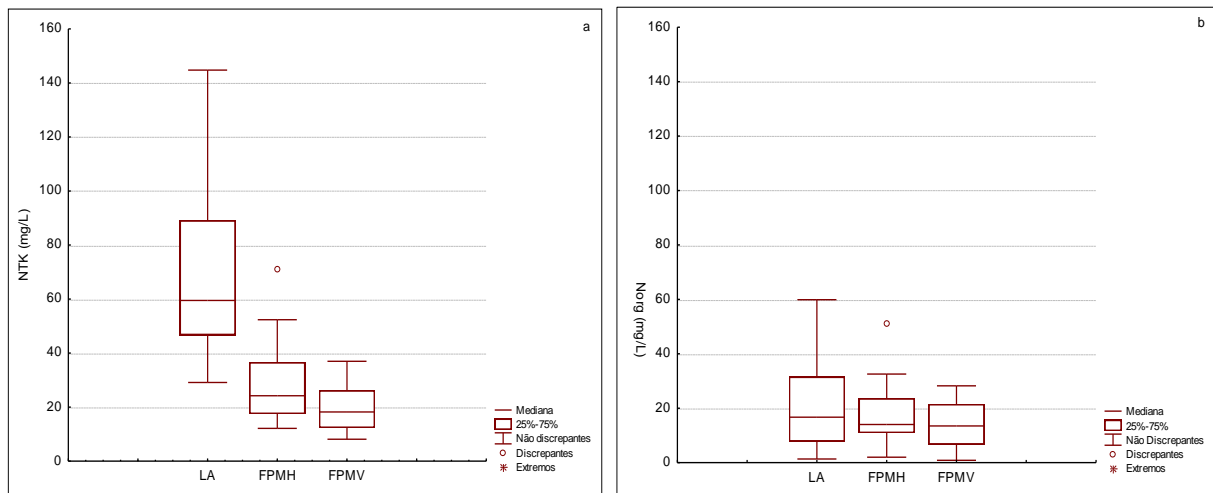


Figura 54 – Comparação nas concentrações de NTK e Norg. entre os tratamentos. a) NTK; b) Norg.

As proporções médias das diferentes formas nitrogenadas mensuradas na massa líquida de cada unidade de tratamento estudada são demonstradas na figura 55.

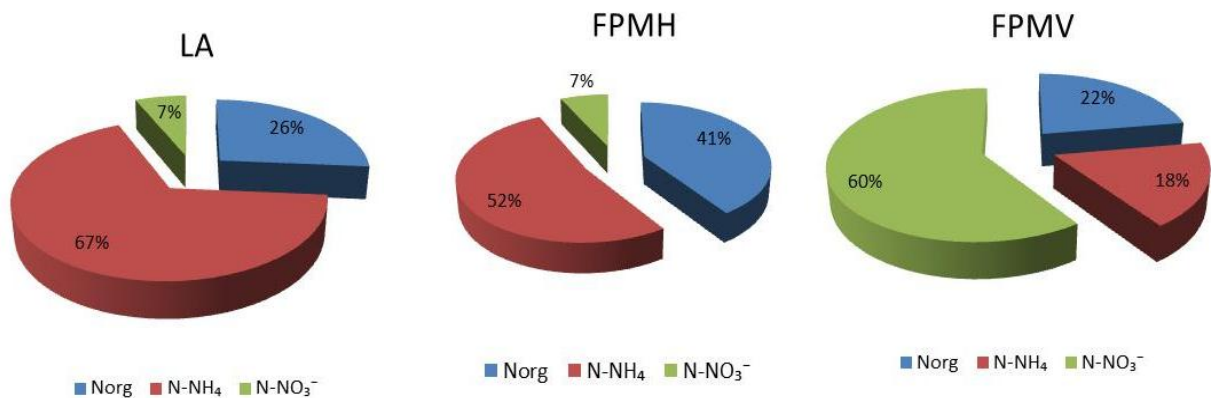


Figura 55 - Proporções médias das diferentes formas nitrogenadas no efluente dos tratamentos estudados. A) LA; B) FPMH; C) FPMV.

As diferenças observadas nas frações nitrogenadas indicam que os mecanismos de transformação do nitrogênio ocorreram em diferentes proporções entre os filtros.

Verificou-se que a porcentagem média do nitrogênio orgânico do efluente do FPMH aumentou quando comparado com o afluente, esse fato pode estar relacionado com a decomposição das raízes das plantas e também com desprendimento do biofilme que estava agregado na rizosfera e no material filtrante, sendo que o mesmo pode ser reestruturado em novos locais no material filtrante, visto que a areia tem uma pequena granulometria. Já no FPMV, pode-se observar que ocorreu a redução das concentrações de nitrogênio orgânico, um dos motivos pode ser a amonificação.

Observa-se evidente nitrificação no FPMV, pois observa-se que a principal forma do nitrogênio foi composta por nitrato. Outro fato que pode ser observado nos três tratamentos é a baixa concentração, ou até mesmo, a ausência do nitrito em função da instabilidade desse íon, o qual é rapidamente convertido a nitrato.

- FPMH

A remoção em termos de concentração média de nitrogênio amoniacal foi de 58% aplicando-se cargas médias de 8,2 g N-NH₄/m².semana. Ressalta-se que não foi constatado nitrificação nesse módulo (figura 56) devido a baixa concentração de oxigênio inerente à concepção deste modelo de filtro plantado, no entanto, pode-se reportar boas remoções de nitrogênio amoniacal, diferentemente do observado por Mantovi *et al.* (2003) e Lee *et al.* (2004). Mantovi *et al.* (2003) não obtiveram remoção de N-NH₄ aplicando 2 FPMH operando em série, trabalhando com cargas de 13,6 g/m².semana. Lee *et al.* (2004) trabalharam com FPMH operando em três fases, aplicando diferentes cargas. Na fase I os autores aplicaram 77 g N-NH₄/m².semana e obtiveram uma eficiência de remoção média de 22%, na fase II o carregamento aumentou para 154 gN-NH₄/m².semana, alcançando uma remoção de apenas 1% e na fase III a carga aplicada foi de 42 gN-NH₄/m².semana, obtendo uma eficiência média de 6%. Os autores relacionaram a baixa remoção do nitrogênio amoniacal com a baixa capacidade dos FPMH em nitrificação.

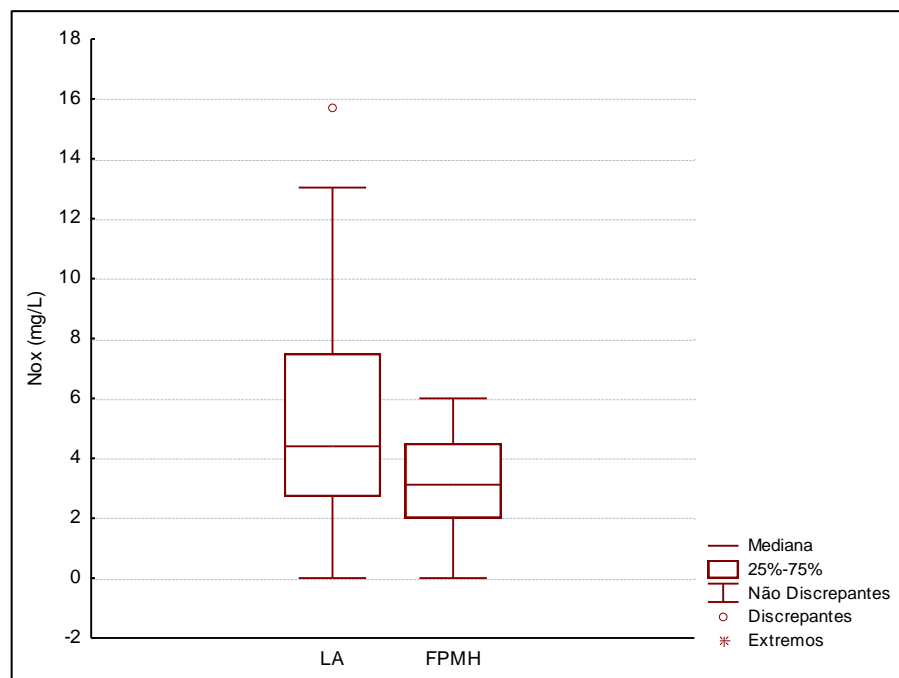


Figura 56 – Concentração de Nox no afluente e efluente do FPMH.

Verificando a figura 57 pode-se analisar grande variação na remoção de N-NH_4 no decorrer do estudo. Até a décima primeira amostragem, a remoção em termos de concentração média de amônia foi de apenas 29%, aumentando para uma média de 78% após esse período.

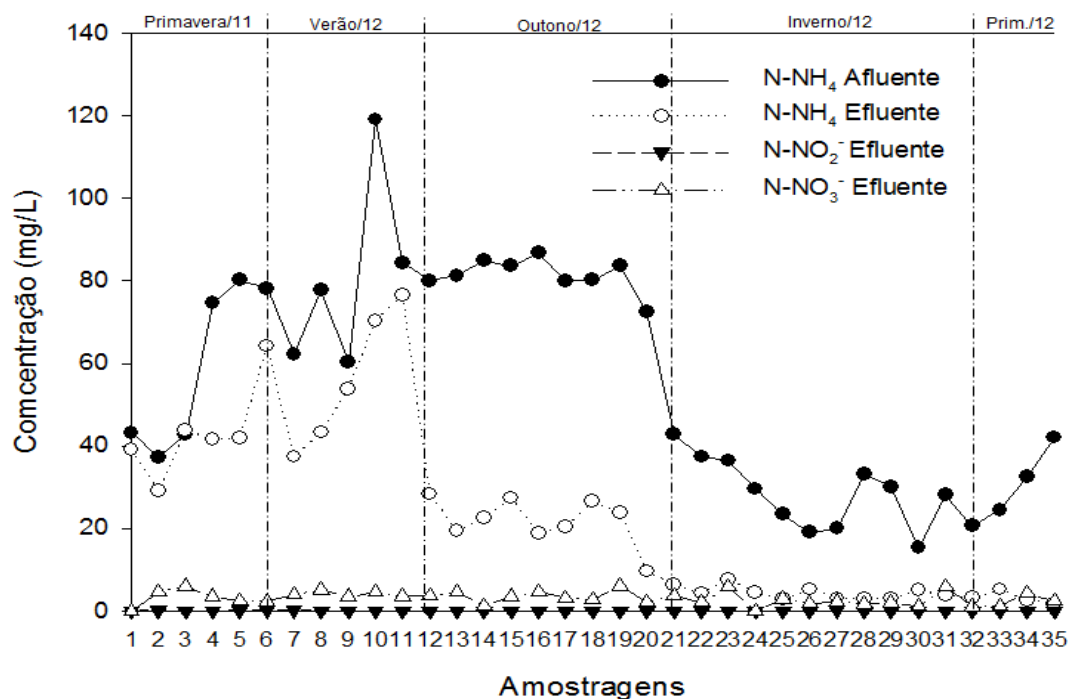


Figura 57 - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do afluente e efluente do FPMH, e concentrações de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato do efluente FPMH ao longo do período de estudo.

Dado que não observou-se a formação de nitrato nesse módulo, que a volatilização da amônia não pode ser considerada como uma via de remoção no FPMH visto que o pH se manteve próximo da neutralidade, pode-se formular duas hipóteses quanto a variação na remoção de N-NH_4 .

O período de baixa remoção de N-NH_4 pode estar associado com o tempo de aclimação dos micro-organismos para a formação da biomassa bacteriana, pois segundo Truu *et al.* (2009), é necessário no mínimo 100 dias para a adaptação da comunidade microbiana nos FPM, portanto, sugere-se que o período de baixa remoção de nitrogênio amoniacal pode representar a fase exponencial ou log da

microbiota. Outra subjeção é a baixa assimilação de $N-NH_4$ pelas macrófitas nesse período, pois Gottschall *et al.* 2007 relata que os maiores teores de assimilação de nutrientes ocorrem quando se dão as maiores velocidades de crescimento.

Dessa forma, o período de maior remoção de $N-NH_4$, pode estar associado também com a poda das macrófitas que ocorreu entre a décima segunda e décima terceira amostragem.

El Hafiane e El Hamouri (2004), Kaseva (2004) e Souza *et al.* (2001), expõem em seus estudos que a incorporação no tecido vegetal das macrófitas foram os maiores mecanismos de remoção da amônia. Kaseva (2004), trabalhando na Tanzânia, relata que filtros não plantados, tendo o mesmo material filtrante que o filtro vegetado, apresentou uma remoção de amônia de 11,2%, enquanto que o filtro plantado com *Typha spp.*, apresentou remoção média de 23%. El Hafiane e El Hamouri (2004), no Marrocos, reportaram uma remoção de 50% da amônia afluente nos filtros plantados com junco, contra 15% de remoção para um filtro não plantado operando em paralelo. Souza *et al.* (2001), no Brasil, observaram o comportamento de um FPMH plantado com junco e outro não vegetado, denominado também como controle. Os autores relatam que a diferença é visível, o filtro vegetado apresentou uma remoção de amônia de 35%, já o não vegetado apresentou uma remoção média de apenas 17%, sendo que ambos os filtros operaram nas mesmas condições.

Ainda pode-se verificar que a partir da vigésima primeira amostragem o nitrogênio amoniacal, o nitrito e o nitrato do efluente do FPMH apresentam em baixas concentrações quando comparando com o início do monitoramento. Pode-se inferir que ocorreu a desnitrificação, ou parte dessas frações nitrogenadas pode estar sendo adsorvida no material filtrante. Entretanto, a adsorção da amônia não é uma via de remoção permanente, é possível que esse processo ocorra no início de operação, mas com a redução do potencial de adsorção do maciço filtrante, esta amônia pode ser novamente liberada.

Contudo, cabe ressaltar que não se tem uma abordagem completa de todas as vias de transformação do nitrogênio amoniacal nos FPM, pois atualmente vários estudos comprovam a existência de complexas inter-relações entre diferentes espécies nitrogenadas e diferentes mecanismos de transformação. Segundo Dezotti *et al.* (2011) processos como nitrificação parcial e oxidação anaeróbia da amônia – *Anammox* podem ser relevantes. Shippin *et al.* (2005) relatam a presença de

bactérias *Anammox* nos FPM, embora o seu papel nos processos de remoção de nitrogênio ainda não tenha sido elucidado nesses sistemas.

- FPMV

No FPMV é possível verificar uma remoção média de nitrogênio amoniacal de 80%, sendo que a mesma está associada principalmente com a nitrificação (figura 58).

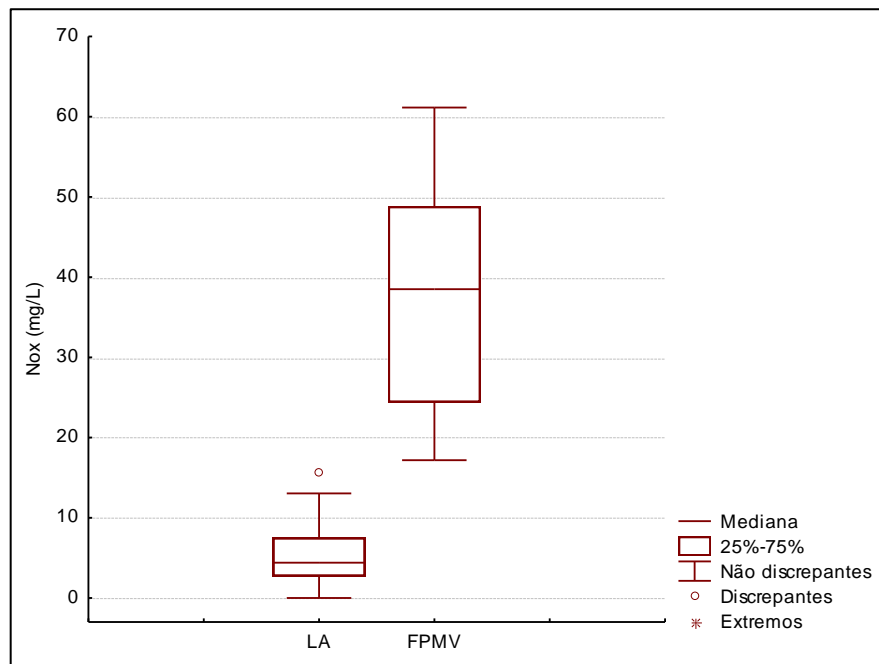


Figura 58 – Concentração de Nox do afluente e efluente do FPMV

Brix e Arias (2005) trabalharam com um FPMV com uma área de 15 m², para uma residência unifamiliar de 5 pessoas e obtiveram remoção de 78% de N-NH₄, sendo a nitrificação responsável por 49% do N-NH₄ removido.

Pode-se verificar que a nitrificação foi evidente nesse módulo, obtendo nitrificação completa de 73% do nitrogênio amoniacal afluente e altas concentrações de nitrato na saída do FPMV. Isso confirma as recomendações de Platzer (1999),

que indica que seja aplicado no máximo 45,5 g NTK/m².semana para que a nitrificação seja efetiva. O filtro operou sob cargas médias de 21,68 g NTK/m².semana e 17,33 g N-NH₄/m².semana.

Um dos principais fatores que contribuiu para que a nitrificação ocorresse, além da boa adaptação da microbiota nitrificante, foi a efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante, devido a alimentação intermitente. Na tabela 18 pode-se verificar o saldo positivo de oxigênio (entrada de O₂ superior à demanda de O₂ para a matéria carbonácea e nitrogenada) realizado junto ao FPMV, conforme modelo proposto por Platzer (1999).

Tabela 18 – Balanço de oxigênio realizado junto ao FPMV proposto por Platzer (1999).

Módulo	Taxa Hidráulica (mm/pulso)	Carga de DQO (g/pulso)	Carga de NTK (g/pulso)	Demanda de O ₂ (g/pulso)	Entrada Convecção (g/pulso)	Entrada Difusão (g/pulso)	Balanço de O ₂ (g/pulso)
FPMV	26,2	378	26	288,98	112,50	321,80	145,32

Área superficial do filtro: 14, 3 m²
Considerando 1 aplicação de 1 pulso (375 L)
Foi considerada uma remoção média de DQO de 68%

Visto que para cada aplicação se tem um saldo de oxigênio positivo, supõe-se então que a quantidade de oxigênio transferido da atmosfera para o interior do leito pelas macrófitas é insignificante quando comparado com a entrada de oxigênio pela alimentação intermitente. Segundo Kadlec e Knight (1996), o oxigênio liberado pelas plantas equivale a 0,02 g de O₂ por m² de raiz. Valentim (2003) em seu estudo analisou a incorporação de oxigênio por macrófitas em soluções com ausência de oxigênio por um microelétrodo. O autor verificou que a liberação de oxigênio não é constante, sendo que a mesma é influenciada pela concentração de oxigênio na macrófita, a demanda do gás e a permeabilidade das paredes das raízes. Apesar das mesmas não atuarem diretamente nos mecanismos da nitrificação, Mazzola *et al.*(2005) ressalta que a rizosfera fornece boas condições para o desenvolvimento das bactérias oxidadoras da amônia.

Observa-se também na figura 59 que em algumas amostragens a concentração de nitrogênio nitrato foi superior ao nitrogênio amoniacal afluente ao FPMV. Esse fato pode estar relacionado com o desprendimento do nitrogênio amoniacal que estava presente no maciço filtrante, ocorrendo a conversão do mesmo a nitrogênio nitrato. Segundo Connolly *et al.* (2004) a amônia adsorvida no material filtrante pode ser nitrificada em função do biofilme que se encontra fixado no mesmo, esse mecanismo ocorre devido a predominância de condições aeróbicas dentro dos poros do material filtrante. Os autores ainda relatam que a liberação do nitrogênio amoniacal pode estar associado com a redução do nitrogênio amoniacal presente na massa líquida, para manter o equilíbrio químico do meio.

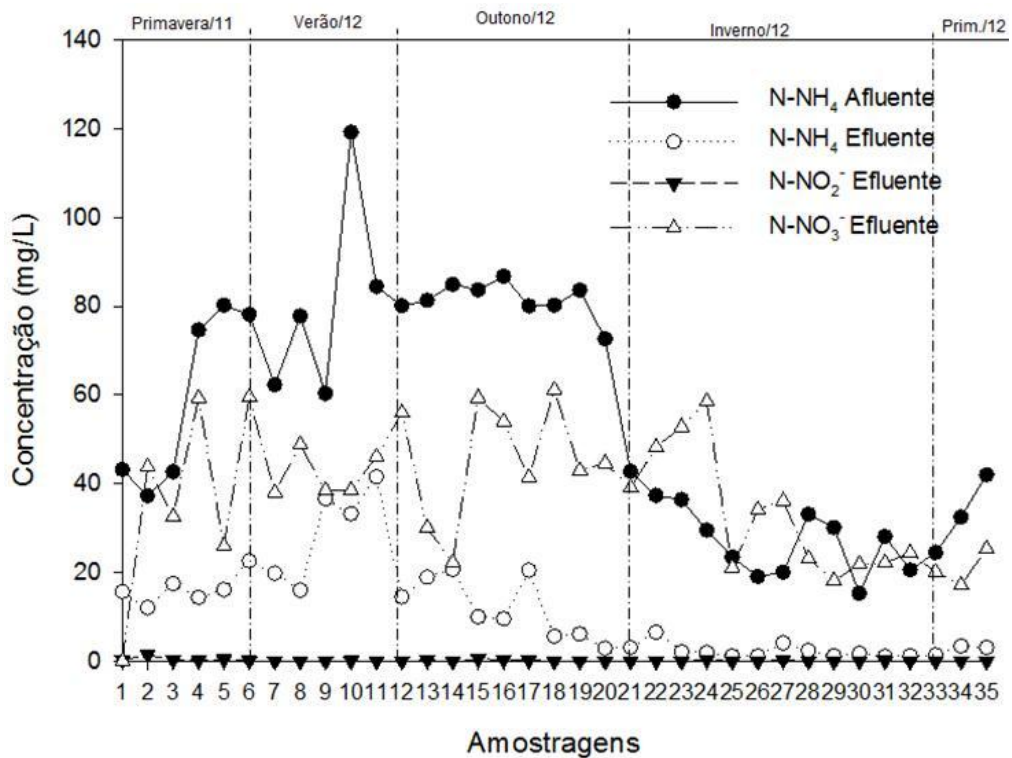


Figura 59 - Concentrações de nitrogênio amoniacal, do afluente e efluente do FPMV, e concentrações de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato do efluente FPMV ao longo do período de estudo.

- Balanço de nitrogênio nos FPM

Na figura 60 apresenta-se um balanço do nitrogênio inorgânico demonstrando a magnitude das transformações das séries nitrogenadas.

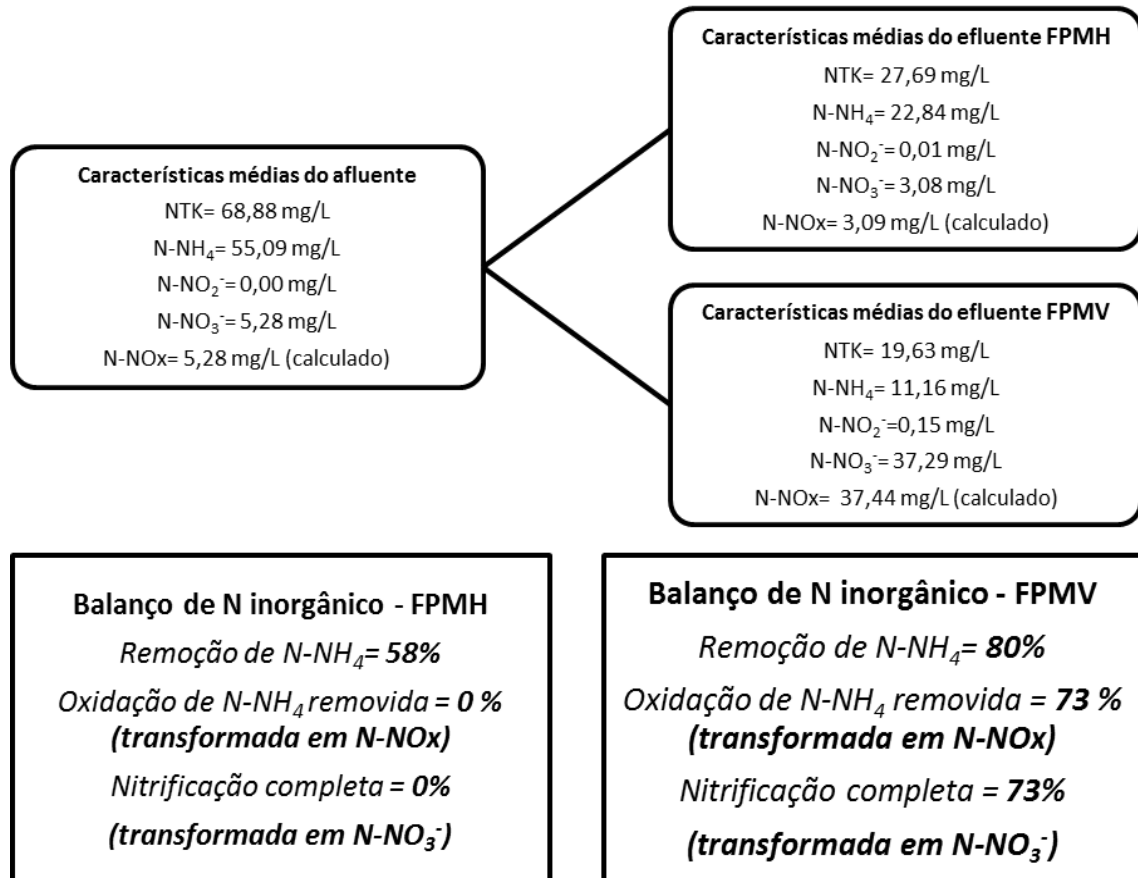


Figura 60 – Balanço de nitrogênio inorgânico no FPMH e no FPMV.

Para o FPMH, nota-se que não ocorreu a oxidação do nitrogênio amoniacal, assumindo-se, portanto, com base nos resultados obtidos, que parte do nitrogênio amoniacal pode ter sido assimilado pelas macrófitas, parte pelos micro-organismos e também uma proporção pode ter desnitrificado ou ter ficado adsorvida no material filtrante.

Dado que obteve-se uma remoção média de 80% de nitrogênio amoniacal no FPMV, a nitrificação foi responsável por 73% dessa parcela, os 7% restantes podem estar associados a assimilação pelas plantas, adsorção no material filtrante e micro-organismos e também a desnitrificação.

Na figura 61 é apresentado um balanço de NTK para o FPMH e FPMV. Nesse momento, incluindo-se também a contribuição da macrófita *Typha domingensis* Pers. na remoção das cargas de NTK aplicadas. Maiores discussões acerca da atuação das mesmas nos filtros será discutida detalhadamente no item 4.4.

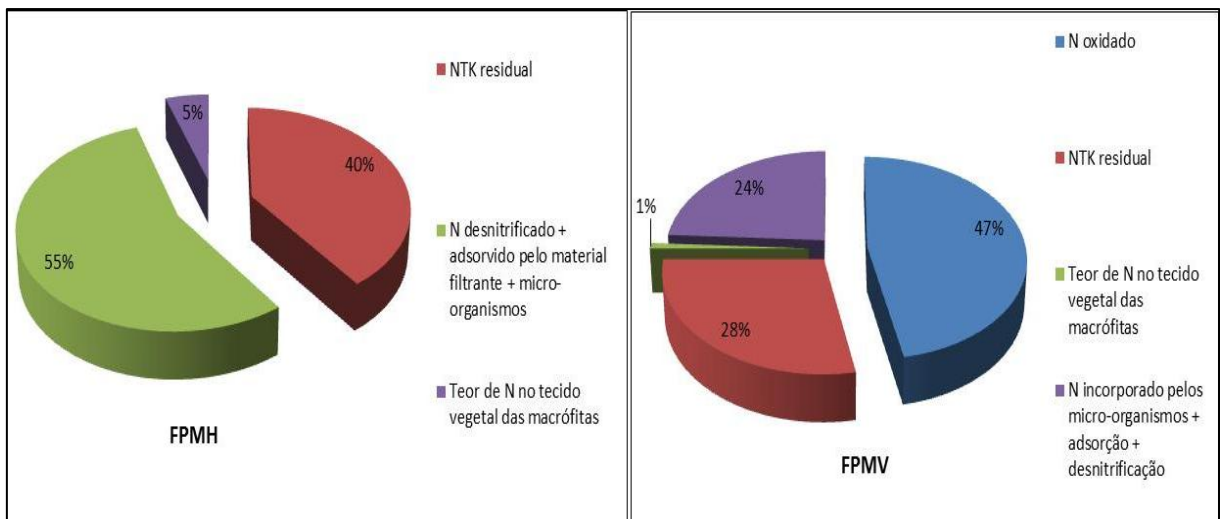


Figura 61– Balanço de NTK estimado nos FPM.

4.3.4.2 Fósforo ortofosfato

Foi visível a remoção de $P-PO_4^{3-}$ no primeiro ano de operação no FPMH (figura 62). Durante esse período a eficiência de remoção média foi de 76% aplicando-se uma carga de 4,4g/m².semana. Após 9 meses de operação a eficiência média caiu para 4% aplicando-se uma carga de 3,04g/m².semana. A eficiência média considerando todo o período de monitoramento foi de 35%. Wood *et al.* (2007) também relataram uma variação na remoção de fósforo variando de 13 a

86% em um FPMH durante 2 anos de monitoramento, Sousa *et al.* (2004) também encontraram grandes variações temporais, com queda de desempenho ao longo do período de operação do sistema: remoção de fósforo: 80 a 90% (primeiro ano), 15 a 30% (segundo ano), 15% (terceiro ano).

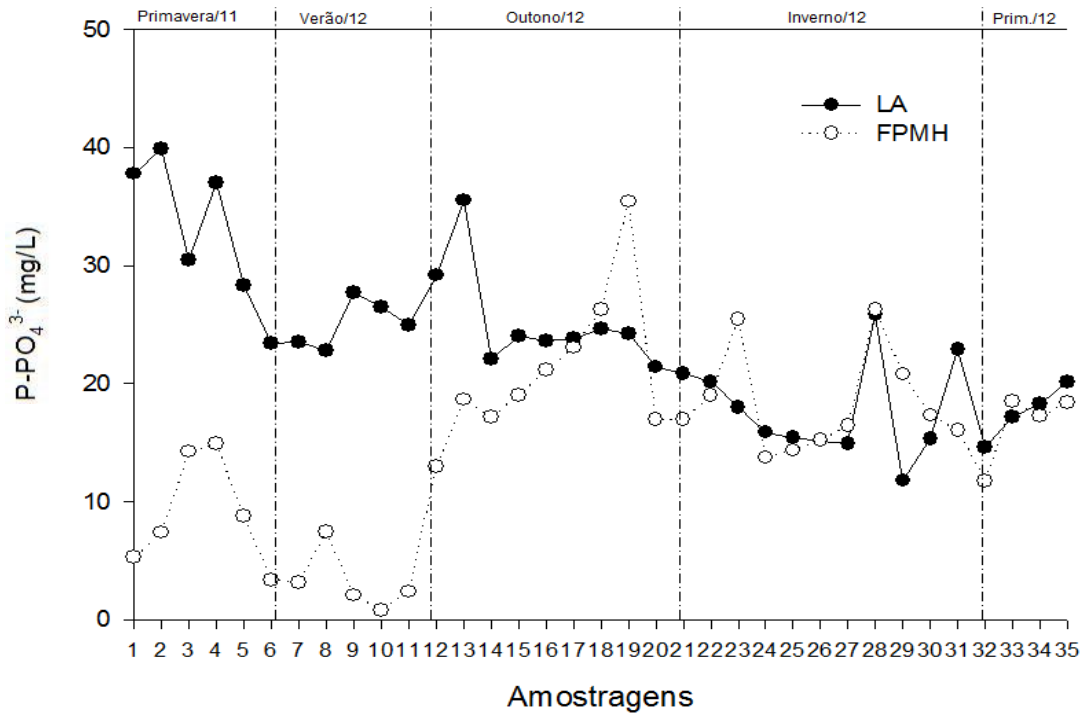


Figura 62 – Concentrações de P-PO₄³⁻ do afluente e efluente do FPMH ao longo do período de estudo.

Segundo White *et al.* (2000) parte da variação de remoção de P-PO₄³⁻ nos FPM está relacionada com o armazenamento temporário pelas macrófitas e micro-organismos, que é responsável por cerca de 35 a 75% do armazenamento de P e a outra parte da remoção de fósforo está relacionada com a saturação do material filtrante. Arias *et al.* (2001) relatam que o principal meio de remoção de P-PO₄³⁻ no início de operação são as reações de adsorção e precipitação que ocorrem na composição do material filtrante.

Tratando-se do FPMV, (figura 63) a eficiência de remoção de P-PO₄³⁻ foi baixa desde o início do monitoramento. A remoção média de fósforo durante todo o período de estudo foi de 10%, aplicando-se uma carga média de 7,35 g/m².semana.

Mazzola *et al.* (2005) verificaram baixas remoções de P-PO_4^{3-} no FPMV, tendo uma remoção média de 11,4% em um leito utilizando brita como material filtrante.

O mesmo fato foi relatado por Stefanakis e Tsihrintzis (2012), segundo os autores as baixas remoções de P-PO_4^{3-} do FPMV em relação às ocorridas no FPMH estão relacionadas com as características hidráulicas de cada filtro, pois no FPMH o efluente permanece em contato com o maciço filtrante por um tempo maior, quando comparado com o FPMV, sendo que nesse filtro o efluente é rapidamente drenado até a saída, tendo menos tempo para que ocorra a adsorção do P-PO_4^{3-} no material filtrante.

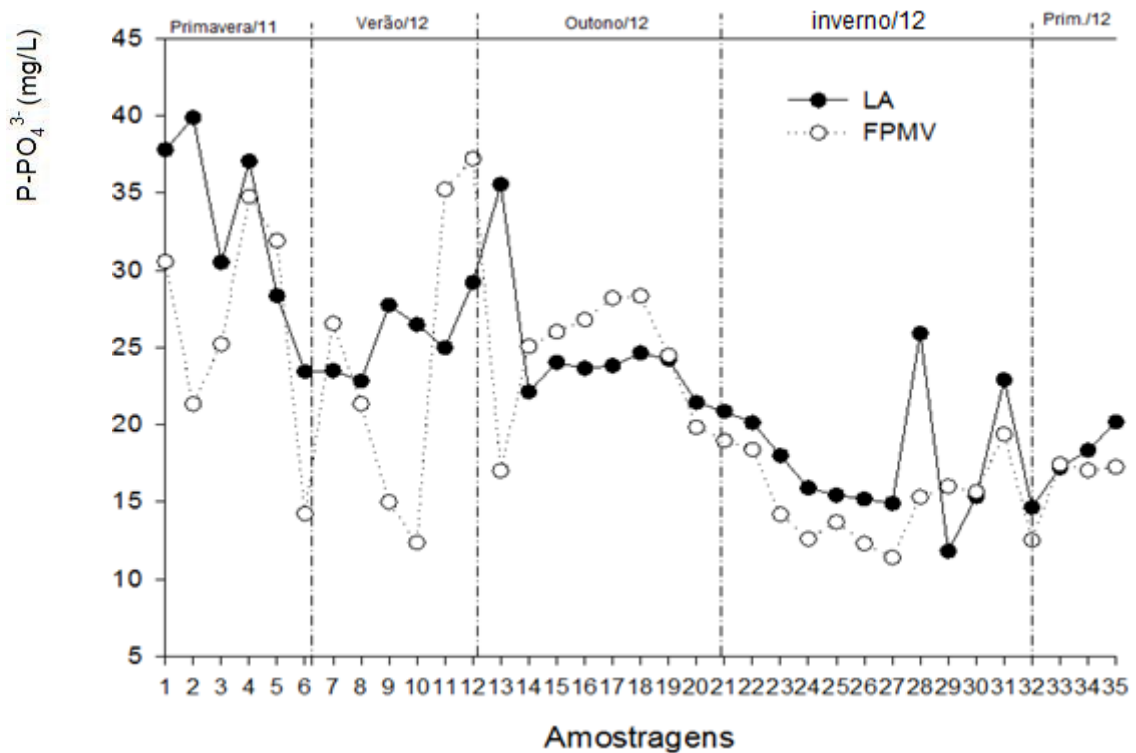


Figura 63 – Concentrações de P-PO_4^{3-} do afluente e efluente do FPMV ao longo do período de estudo.

4.3.5 Correlações entre os parâmetros que indicam a qualidade do efluente

Nas tabelas 19 e 20, apresentam-se as correlações entre os parâmetros físico-químicos, biológicos dos FPM e climáticos do local de estudo. Cabe ressaltar que foram destacadas as correlações condizentes com o valor de r conforme demonstrado na tabela 14.

Tabela 19 – Correlações de Pearson para o FPMH

Matriz de Correlação	Temp. am	pH	Alc.	OD	DQO	DBO	SS	ST	NTK	N-NH ₄	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	Temp. ar	Umidade	Radiação	Precipitação
Temp. am	1																
pH	0,19	1															
Alc.	0,78	0,21	1														
OD	0,24	0,19	0,40	1													
DQO	0,26	-0,11	0,18	0,35	1												
DBO	-0,39	-0,38	-0,42	0,02	0,12	1											
SS	0,20	-0,23	0,07	-0,21	0,52	-0,09	1										
ST	0,54	-0,04	0,72	0,17	-0,13	-0,49	0,09	1									
NTK	0,30	0,26	0,34	0,24	0,10	-0,46	0,14	0,07	1								
N-NH ₄	0,79	0,16	0,92	0,47	0,01	-0,56	0,08	0,73	0,70	1							
N-NO ₂ ⁻	0,31	0,20	0,32	-0,04	0,18	-0,31	0,18	0,20	-0,11	0,29	1						
N-NO ₃ ⁻	0,27	0,12	0,31	-0,09	-0,21	-0,22	-0,06	0,33	0,31	0,26	0,06	1					
P-PO ₄ ³⁻	-0,61	0,06	-0,56	0,03	0,23	0,19	-0,10	-0,50	0,48	-0,65	-0,40	0,10	1				
Temp. ar	0,85	-0,05	0,48	-0,02	0,34	-0,12	0,24	0,25	0,16	0,46	0,37	0,22	-0,26	1			
Umidade	-0,35	0,17	-0,26	0,31	-0,03	-0,14	-0,20	-0,21	0,11	-0,08	-0,34	-0,08	0,02	-0,59	1		
Radiação	0,67	-0,10	0,41	-0,05	0,16	-0,11	0,38	0,47	0,28	0,40	0,36	0,20	-0,38	0,60	-0,51	1	
Precipitação	0,30	-0,02	0,25	0,41	0,19	-0,19	-0,07	0,20	-0,11	0,40	0,04	0,23	-0,31	0,20	0,26	0,08	1

Para o FPMH, destaca-se que as concentrações de alcalinidade foram diretamente relacionadas com as concentrações de N-NH₄, a DQO está diretamente relacionada com SS e as concentrações de DBO foram inversamente proporcionais às concentrações NTK e N-NH₄.

Para o FPMV, evidencia-se que as concentrações de OD foram inversamente proporcionais as concentrações de DQO, já as concentrações de sólidos e nitrogênio nitrato foram diretamente proporcionais às concentrações de NTK e N-NO₃⁻, e a alcalinidade foi diretamente relacionada com as concentrações de N-NH₄.

Tabela 20 – Correlações de Pearson para o FPMV

Matriz de Correlação	Temp. am	pH	Alc.	OD	DQO	DBO	SS	ST	NTK	N-NH ₄	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	P-PO ₄ ³⁻	Temp. ar	Umidade	Radiação	Precipitação
Temp. am	1																
pH	0,05	1															
Alc.	0,80	0,03	1														
OD	-0,58	-0,28	0,22	1													
DQO	0,59	0,23	0,52	-0,26	1												
DBO	-0,50	-0,12	-0,49	-0,03	-0,40	1											
SS	0,29	0,07	0,19	-0,27	0,19	0,04	1										
ST	0,50	-0,08	0,63	-0,45	0,15	-0,50	0,11	1									
NTK	-0,03	-0,05	0,46	0,49	0,23	-0,10	-0,01	0,25	1								
N-NH ₄	0,73	-0,30	0,81	0,30	0,54	-0,52	0,21	0,67	0,45	1							
N-NO ₂ ⁻	0,10	0,30	0,22	0,13	0,35	-0,23	-0,01	0,09	0,46	0,08	1						
N-NO ₃ ⁻	0,09	-0,10	0,19	0,46	-0,10	-0,27	-0,35	0,28	0,40	0,19	0,16	1					
P-PO ₄ ³⁻	0,29	0,26	0,35	0,21	0,38	-0,45	-0,18	0,39	0,35	0,39	0,14	0,23	1				
Temp. ar	0,82	-0,35	0,44	-0,50	0,54	-0,24	0,22	0,14	0,02	0,53	-0,16	-0,21	0,08	1			
Umidade	-0,40	0,19	-0,18	0,40	-0,25	0,04	-0,19	-0,19	-0,01	-0,10	-0,01	0,17	-0,09	-0,59	1		
Radiação	0,62	-0,40	0,43	-0,42	0,49	-0,21	0,27	0,48	0,12	0,50	0,05	-0,16	0,23	0,60	-0,51	1	
Precipitação	0,33	-0,08	0,04	-0,37	-0,04	-0,11	-0,08	0,03	-0,26	0,17	-0,12	0,14	0,07	0,20	0,26	0,08	1

4.4 Desenvolvimento e assimilação de nutrientes pelas macrófitas

4.4.1 Desenvolvimento das macrófitas

Verificou-se variação na velocidade de crescimento da macrófita *Typha domingensis* Pers., quando avaliado o seu desenvolvimento nos diferentes filtros, FPMH e FPMV.

A altura média observada para as macrófitas após 100 dias da poda foi de 207 cm no FPMH e de apenas 100 cm no FPMV. Como já relatado, a poda das macrófitas foi realizada em datas diferentes, para o FPMH em 21/03/2012 e para o FPMV em 08/05/2012. Na figura 64 apresenta-se a altura média das macrófitas de ambos os filtros no decorrer do período avaliado.

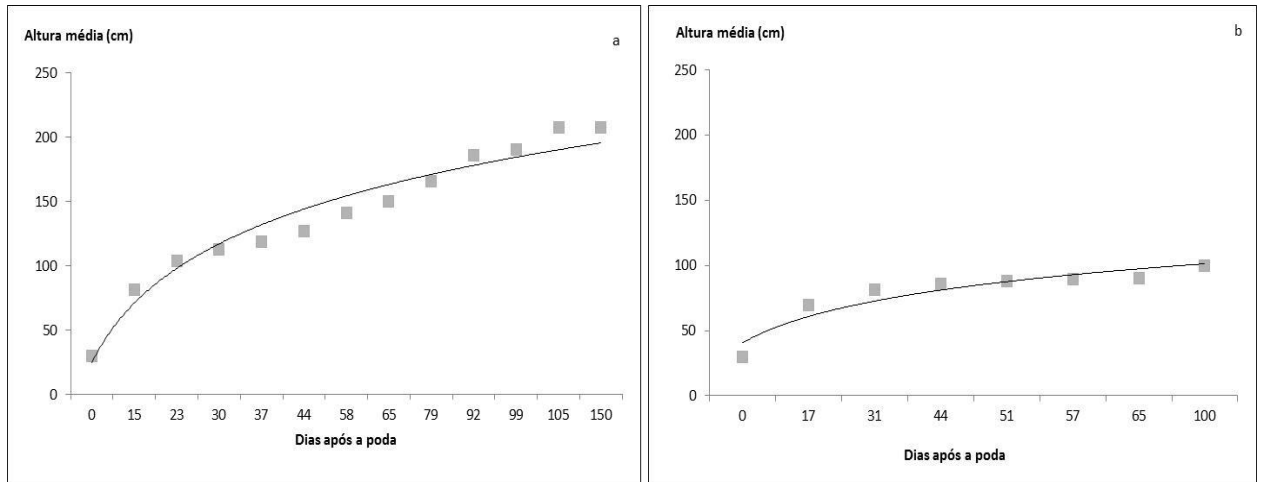


Figura 64– Altura média das macrófitas. a) FPMH; b) FPMV.

Pode-se verificar que a altura das macrófitas tem uma tendência de estabilização no FPMH cerca de 100 dias após a poda, esse período coincide com o início da inflorescência e de senescência das mesmas, já havendo tombamento de alguns indivíduos, principalmente pela ação do vento. O tombamento impediu a continuidade das medições de crescimento, em função de perda das plantas amostradas, conforme demonstrado na figura 65.

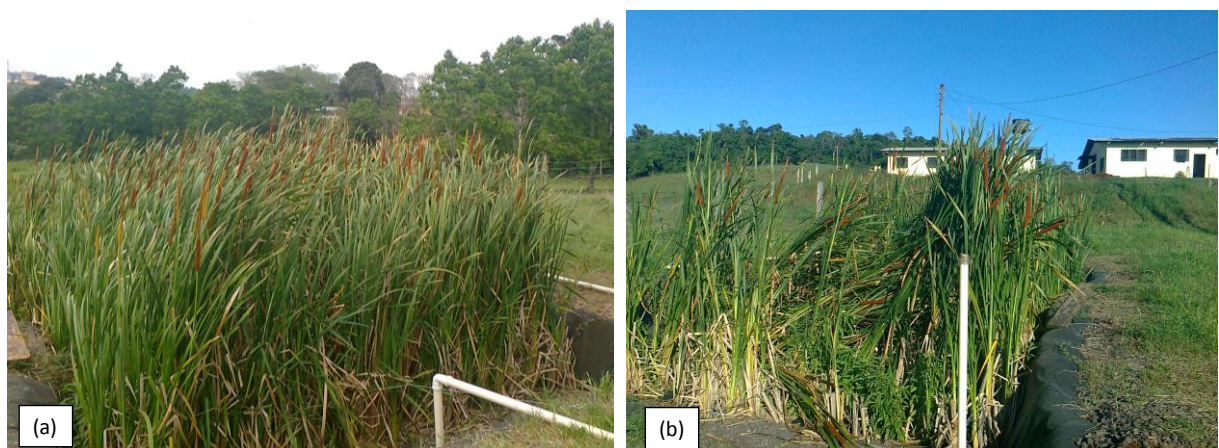


Figura 65 – Estágios de desenvolvimento das macrófitas no FPMH. a) inflorescência das macrófitas; b) tombamento das macrófitas.

Na figura 66 apresenta-se as velocidades médias de crescimento, juntamente com o desvio padrão (DP) para ambos os filtros no período de estudo.

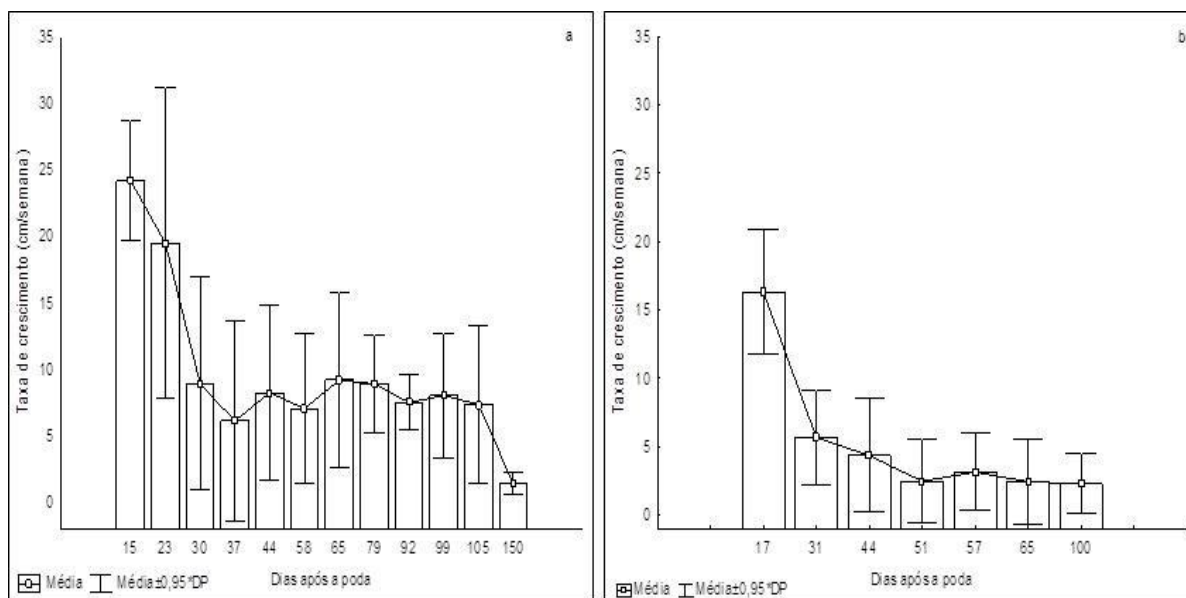


Figura 66- Velocidade de crescimento das macrófitas. a) FPMH; b) FPMV

Verificou-se que as maiores velocidades de crescimento se deram no início do ciclo de desenvolvimento das plantas para ambos os filtros, ocorrendo uma variação de 1,35 a 24,17 cm/semana no FPMH e de 2,29 a 16,33 cm/semana no FPMV. Ressalta-se que no FPMV as taxas de crescimento das macrófitas foram significativamente inferiores quando comparadas às obtidas no FPMH. Taiz e Zeiger (2009) afirmam que a área foliar diminuída é uma resposta precoce ao déficit hídrico, os autores argumentam que o estresse hídrico limita não só o tamanho, mas também o número de folhas, pois ele diminui o número e a velocidade de crescimento dos ramos.

Constatou-se um bom desenvolvimento das macrófitas no FPMH, não verificando a necessidade de fazer um replantio das mesmas nesse módulo. Entretanto, notou-se a presença de zonas mortas nos quadrantes 2 e 4. Provavelmente, isso ocorreu em função da existência de escoamento preferencial do efluente, influenciando diretamente no desenvolvimento das macrófitas situadas

nessa região (figura 67a). Também, coincidindo com a florescência das macrófitas, observou-se um grande número de plantas mortas no filtro (figura 67b).

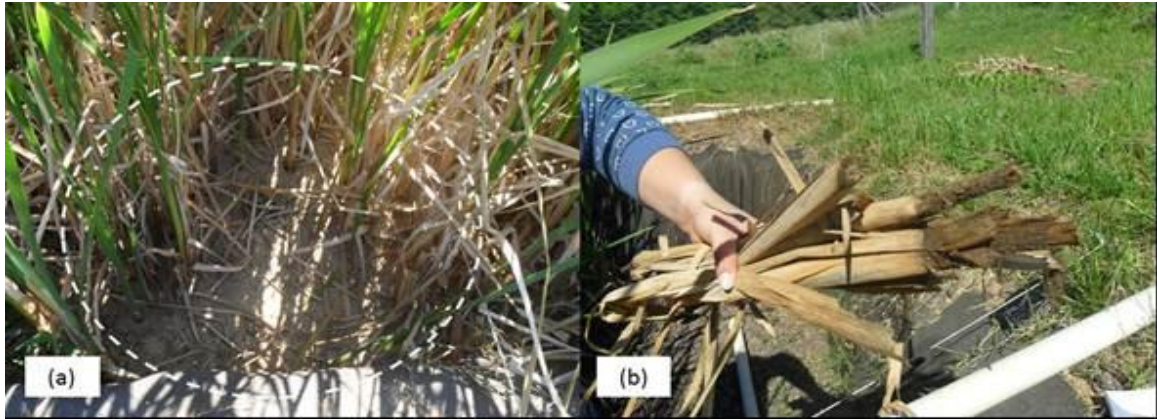


Figura 67 – Desenvolvimento das macrófitas no FPMH. a) zona morta; b) macrófitas mortas retiradas do FPMH.

Tratando-se do FPMV, ocorreu grande dificuldade de adaptação das macrófitas nesse módulo, verificando a necessidade de realizar o replantio das mesmas. O primeiro replantio foi realizado 180 dias após o plantio das macrófitas no filtro, sendo adicionadas 15 novas mudas. Após essa etapa, notou-se que grande parte das plantas ainda não demonstravam um bom desenvolvimento, desta forma, após 90 dias do segundo replantio foram adicionadas mais 20 mudas no FPMV.

Apesar das duas tentativas realizadas, até o término do estudo as macrófitas não se desenvolveram satisfatoriamente no FPMV. Esse fato pode estar associado com as características hidráulicas do filtro, o qual não permanece saturado com efluente, como ocorre no FPMH. O mesmo foi reportado por Kantawanichkul *et al.*(2009), os quais analisaram que a *Typha* demonstrou um comportamento de estresse, com baixo crescimento, apresentando folhas murchas. Os autores ainda relatam que esta macrófita é uma planta que exige uma demanda de água muito alta e contém uma capacidade limitada para fechar os estômatos.

Na tabela 21 é demonstrado o número de indivíduos nos filtros. Como pode ser observado, o número de indivíduos após a poda aumentou em ambos os filtros.

Contudo, no FPMH o número de indivíduos diminuiu após 5 meses da poda indicando a senescência das macrófitas.

Tabela 21 – Número de indivíduos nos FPM

Período	Indivíduos FPMH	Indivíduos FPMV
Março 2012	604	190
Junho 2012	850	220
Setembro 2012	715	235

Nas figuras 68 e 69 são demonstradas a evolução do desenvolvimento mensal da macrófita *Typha domingensis* Pers. ao longo do período de estudo compreendido entre março a outubro de 2012 para o FPMH e maio a outubro de 2012 para o FPMV.



Figura 68 – Desenvolvimento mensal da macrófita *Typha domingensis* Pers. no FPMH, durante os meses de maio a outubro de 2012.

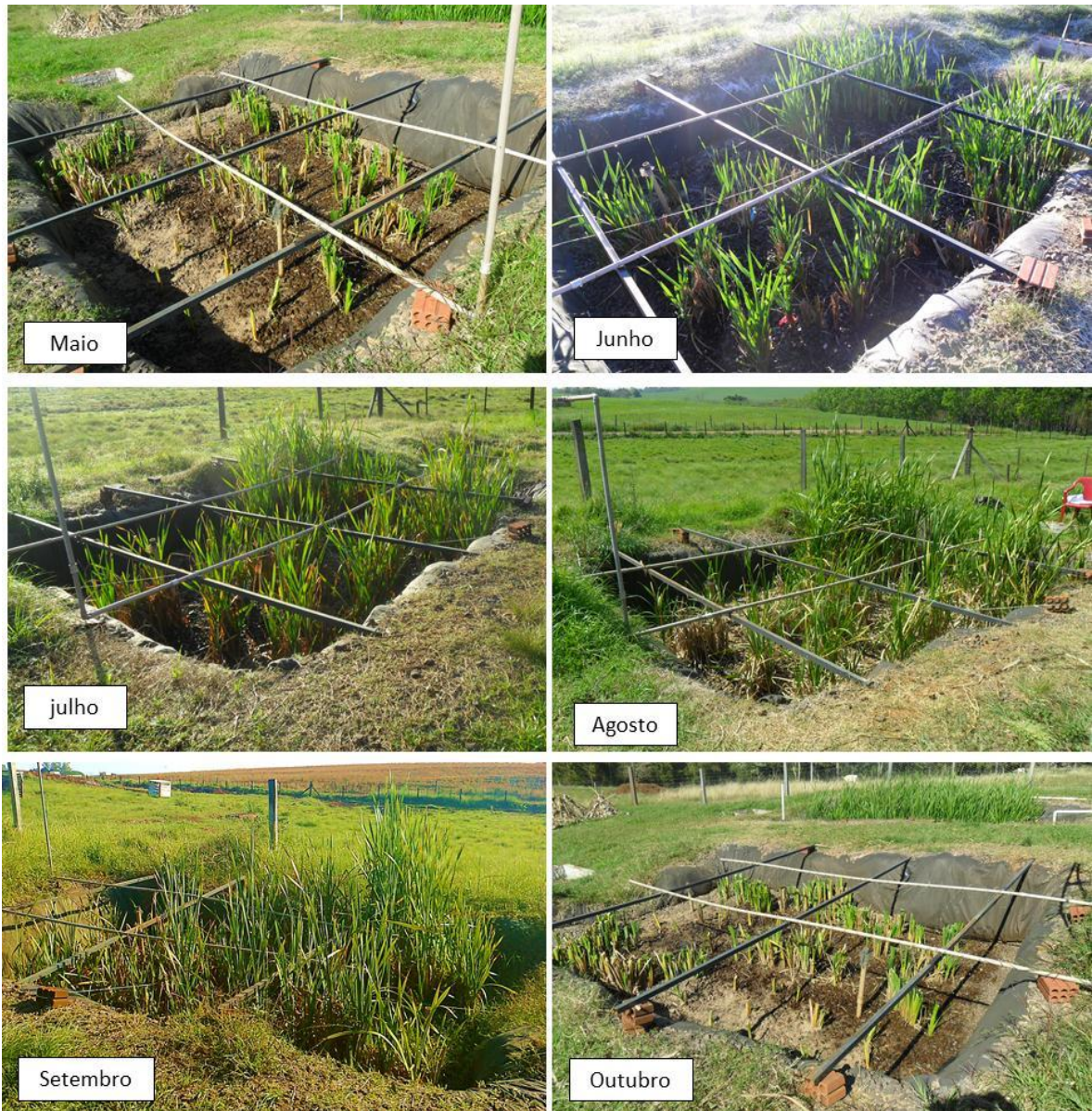


Figura 69 – Desenvolvimento mensal da macrófita *Typha domingensis* Pers. no FPMV, durante os meses de maio a outubro de 2012.

4.4.2 Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar

Os teores de N e P no tecido foliar foram em média 25,6 e 3,83 g/Kg para o FPMH e 27,7 e 2,45 g/kg para o FPMV, respectivamente. Percebe-se uma grande variabilidade nos teores de nutrientes no tecido foliar da macrófita *Typha* quando comparado com outros trabalhos. Brasil, *et al.* (2007) ao utilizar taboa no tratamento

de esgoto doméstico, obtiveram valores de 15 e 2,8 g/Kg para N e P, respectivamente. Já Freitas (2006) verificaram valores de 21,30 e 4,4 g/Kg para N e P, respectivamente e Fia *et al.* (2011) encontraram 29,90 a 32,7 g N/kg e 2 a 3,2 g P/Kg.

Esta variação pode estar associada com a disponibilidade de nutrientes no meio e com a fase de desenvolvimento das plantas analisadas. Na Tabela 22 são apresentados os teores de N e P encontrados no tecido vegetal da taboa em diferentes períodos do seu desenvolvimento.

Tabela 22 – Teores de N e P no tecido vegetal da *Typha domingensis* Pers.

Dias após a poda	FPMH		Dias após a poda	FPMV	
	N(g/kg)	P (g/Kg)		N(g/kg)	P (g/Kg)
44	28,38	5,43	41	29,03	2,77
58	30,28	6,55	92	30,50	2,15
92	28,92	3,42	108	23,56	2,44
105	25,52	2,44	-	-	-
133	23,26	2,50	-	-	-
150	17,25	2,65	-	-	-

Verificou-se que o teor de nutrientes, tanto de N quanto de P no tecido vegetal foi maior no início do desenvolvimento das plantas, coincidindo com as maiores velocidades de crescimento, diminuindo ao longo do desenvolvimento. Segundo Liu *et al.* (2011) os teores de nutrientes estão diretamente relacionado com as características estruturais da planta e também do ritmo de crescimento das mesmas. Os autores relatam ainda, que no início do desenvolvimento ocorre a divisão celular, dessa forma a maioria das células necessitam de grande quantidade de proteínas e ácidos nucléicos, assim os nutrientes são assimilados em maiores quantidades.

Acredita-se que a redução dos teores de N e P decorridos cerca de 90 dias após a poda de ambos os filtros, possa estar associada com a translocação de nutrientes para as gemas reprodutivas das plantas, pois segundo Larcher (2000), a maior parte dos nutrientes transcoláveis é produzida durante a passagem da fase vegetativa para a fase reprodutiva de desenvolvimento e durante a mobilização das proteínas estocadas para novos ramos da planta. Liu *et al.* (2011) observaram a diminuição de nutrientes (N e P) no tecido foliar de 3 espécies de macrófitas,

segundo os autores a translocação pode ser um dos motivos que ocasionou a queda de nutrientes no tecido foliar.

Segundo estudos de Lawrence e Mixon (1970), a assimilação de nutrientes pelas plantas tem relação direta com a disponibilidade de nutrientes no meio, pois a composição nutricional foliar das espécies vegetais está diretamente relacionada com a concentração de nutrientes do material filtrante onde estas se desenvolvem.

4.4.3 Remoção de nutrientes pelas macrófitas – N e P incorporados no tecido foliar

Através da relação massa seca x crescimento obteve-se para a taboa uma incorporação de 7,35 g de massa seca por metro de crescimento. Considerando-se um total de 850 plantas no FPMH (densidade de 50 plantas/m² de filtro plantado) e 220 plantas no FPMV (densidade de 15 plantas/m²), obteve-se a participação das macrófitas quanto a remoção das cargas aplicadas de N e P, as quais são apresentadas a seguir por meio de duas formas: em Kg removidos em diferentes fases do desenvolvimentos das mesmas e também em g/m² de área superficial de filtro plantado por semana.

As remoções de N foram em média 1,07 g/m².semana no FPMH e de 0,18 g/m².semana no FPMV.

Já as remoções de P foram de 0,17 g/m².semana no FPMH e de apenas 0,016 g/m².semana no FPMV.

Identificou-se remoções significativamente superiores de nutrientes no FPMH em relação ao FPMV, sendo que em média, no período avaliado (120 dias) as remoções foram de aproximadamente 18,24 e 2,94 g/m² para N e P, respectivamente. Esses valores são semelhantes aos encontrados por Escosteguy, *et al.* (2008), os quais foram de 15,6 e 4,4 g/m², para N e P, respectivamente, ao longo de 150 dias de cultivo.

A Tabela 23 mostra a relação entre as fases de desenvolvimento das macrófitas e as cargas de nutrientes incorporadas no tecido vegetal, em Kg.

Tabela 23 - Desenvolvimento e incorporação de N e P pelo tecido foliar da *Typha domingensis* Pers. nos FPM

Filtro	Fase (dias após a poda)	Cresc. (m)	Carga NT aplicada (Kg)	Carga NT incorporada tecido vegetal (Kg)	% N removida pelo tecido vegetal	Carga P aplicada (Kg)	Carga P incorporada tecido vegetal (Kg)	% P removida pelo tecido vegetal
FPMH	I (0-30)	0,83	2,00	0,15	7,5	0,49	0,03	5,75
	II(31-60)	0,28	1,71	0,05	3,10	0,41	0,01	2,79
	III (61-90)	0,45	1,54	0,08	5,28	0,38	0,01	2,53
	IV (91-120)	0,21	0,81	0,03	4,13	0,30	0,003	1,07
	Total	1,77	6,06	0,31	5,12	1,58	0,05	3,16
FPMV	I (0-50)	0,58	2,54	0,03	1,18	0,64	0,003	0,47
	II (51-100)	0,12	1,57	0,006	0,38	0,50	0,0004	0,08
	Total	0,70	4,11	0,036	0,88	1,14	0,0034	0,30

O tecido foliar da taboa foi responsável por remover 5,12% da carga total de N e 3.16% do total de P aplicados ao FPMH, valores bem superiores aos obtidos no FPMV (0,88% para N e 0,30% para P). Esses valores também são superiores aos encontrados por Brasil, *et al.* (2007) (1,69% para N e 1,64% para P) e Fia, *et al.* (2008) (0,58% para N). Sugere-se que os maiores percentuais de remoção obtidos no presente trabalho possam estar relacionados com as menores cargas de nutrientes aplicadas, quando comparadas com os demais autores.

Salienta-se que as remoções de nutrientes pelas macrófitas dependem em grande parte da densidade de plantas nos FPM e também do clima, o qual influencia na velocidade de crescimento das mesmas. É visível que a maior remoção de N e P se deu no primeiro mês de crescimento das macrófitas, devido a maior velocidade de crescimento das mesmas.

Diante do exposto na tabela 23, pode-se sugerir que o período ideal para a poda é quando reduzem significativamente as velocidades taxas de crescimento, o que no presente estudo se deu no período compreendido entre 60 e 90 dias após a poda.

Vera, *et al.* (2010) analisaram a remoção de nutrientes de *Typha domingensis* Pers. em relação ao seu desenvolvimento em um FPM e concluíram que a poda regular é extremamente necessária para impedir o restabelecimento de nutrientes e matéria orgânica para o sistema. Os autores sugerem que o período ideal para poda

é aquele no qual a planta atingiu o seu máximo desenvolvimento, o que pode se dar com cerca de oito semanas de crescimento.

4.5 Desempenho global dos FPM

Na tabela 24 é apresentado o resultado obtido do teste de ANOVA, realizado para verificar diferenças quanto à qualidade do efluente tratado para o FPMH e FPMV. Foi possível observar diferença entre os tratamentos, quanto aos parâmetros de DQO, SS, NTK, N-NH₄, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ e P-PO₄³⁻. Essas diferenças estão relacionadas com uma série de fatores, como por exemplo: características hidráulicas, difusão de oxigênio e tempo de filtração, que se diferem em cada filtro.

Tabela 24 – Resultado estatístico obtido com o teste ANOVA para o FPMH e FPMV.

Parâmetros	FPMH-FPMV Valor p
DQO	0,03160
DBO	0,05487
ST	0,15877
SS	0,00145
NTK	0,03201
N-NH ₄	0,00516
N-NO ₃ ⁻	2,40x10⁻²²
N-NO ₂ ⁻	0,007717
P-PO ₄ ³⁻	0,001935

Nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$)
H₀ = não há diferença entre os tratamentos;
H₁ = há diferença entre os tratamentos.

Devido a diferença de vazões de entrada e saída de ambos os filtros, a eficiência em termos de carga é mais representativa e relativamente mais elevada. A seguir é demonstrado a eficiência dos FPM em termos de carga aplicada e carga removida.

Para o FPMH são apresentadas as cargas aplicadas e removidas considerando a área superficial e a área transversal (tabela 25), essa última é mais

significativa, uma vez que o efluente percorre um caminho horizontal. Cabe ressaltar ainda que a literatura apresenta uma insuficiência de dados quanto ao carregamento aplicado na área transversal. Já na tabela 26 são apresentadas as cargas aplicadas e removidas no FPMV.

Tabela 25 – Cargas médias aplicadas e removidas no FPMH.

Parâmetros	FPMH – Área superficial: 26,5 m ²			FPMH – Área Transversal 3,16 m ²
	Carga Aplicada (g/m ² .semana)	Carga removida (g/m ² .semana)	Eficiência %	Carga Aplicada (g/m ² .semana)
DQO	151,42	19,30	87	1270,00
DBO	20,76	3,90	81	174,10
SS	38,17	3,60	90	320,00
ST	233,87	63,64	73	1961,21
NTK	10,35	2,03	80	86,76
N-NH ₄	8,27	1,68	80	69,40
P-PO ₄ ³⁻	3,51	1,11	68	29,43

Tabela 26 – Cargas aplicadas e removidas no FPMV.

Parâmetros	FPMV – Área superficial: 14,3 m ²		
	Carga Aplicada (g/m ² .semana)	Carga removida (g/m ² .semana)	Eficiência %
DQO	317,25	95,52	70
DBO	43,50	20,88	52
SS	80,00	23,74	70
ST	490,00	299,00	39
NTK	21,68	5,81	73
N-NH ₄	17,33	3,30	81
P-PO ₄ ³⁻	7,35	6,20	16

O FPMH apresentou maior eficiência em todos os parâmetros em termos de carga aplicada e carga removida, com exceção apenas do nitrogênio amoniacal. Entretanto, isso já era esperado, pois não observou-se nitrificação nesse módulo, diferentemente do observado no FPMV (figura 70).

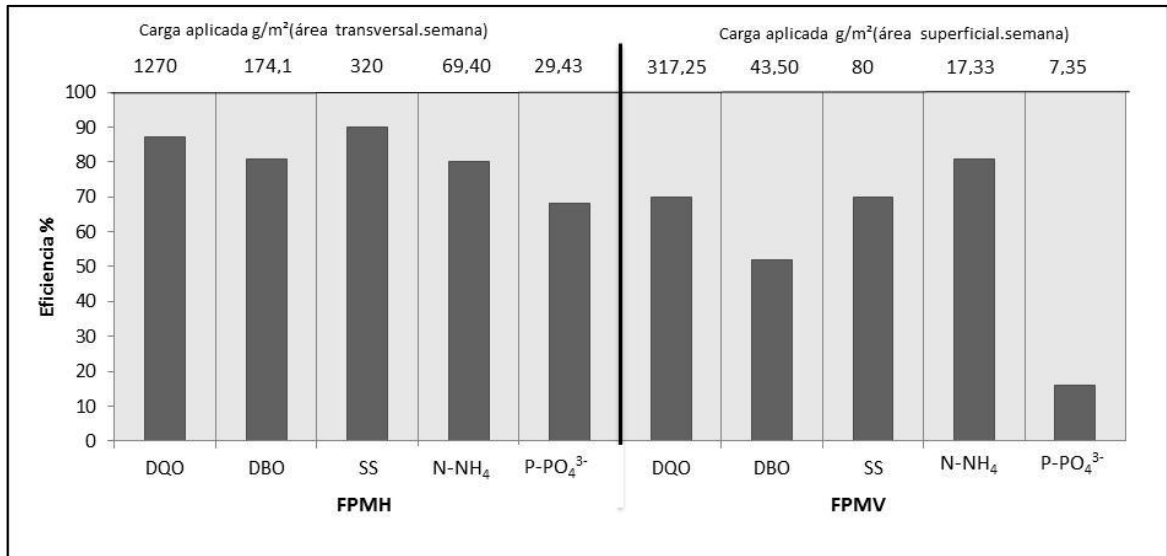


Figura 70 – Carga aplicada e eficiência de remoção de carga nos FPM

Cabe evidenciar a boa adaptação das macrófitas no FPMH, não necessitando realizar o replantio das mesmas nesse módulo. Já no FPMV foi realizado dois replantios e até o término do estudo as macrófitas não fecharam a área superficial total do FPMV. Observou-se também, maiores remoção de N e P pelas macrófitas no FPMH, esse fato pode estar relacionado com maiores velocidades de crescimento e a maior densidade de plantas nesse módulo.

Caso o efluente tratado fosse lançado em um corpo hídrico com uma faixa de vazão menor que 20 m³/dia no Rio Grande do Sul, o FPMH não atenderia aos padrões de lançamento quanto aos nutrientes, N e P e o FPMV não atenderia ao padrão de lançamento de P, conforme a Resolução CONSEMA Nº 128/2006 (figura 71).

No entanto, cabe ressaltar que as atividades de bovinocultura realizadas no local de estudo são semelhantes às ocorridas em propriedades produtoras de leite da região, podendo afirmar então, que a pesquisa foi conduzida em escala real, dessa forma o efluente produzido pode ser reutilizado para fito irrigação de culturas produzidas no local, utilizando assim os nutrientes disponibilizados pelo efluente tratado.

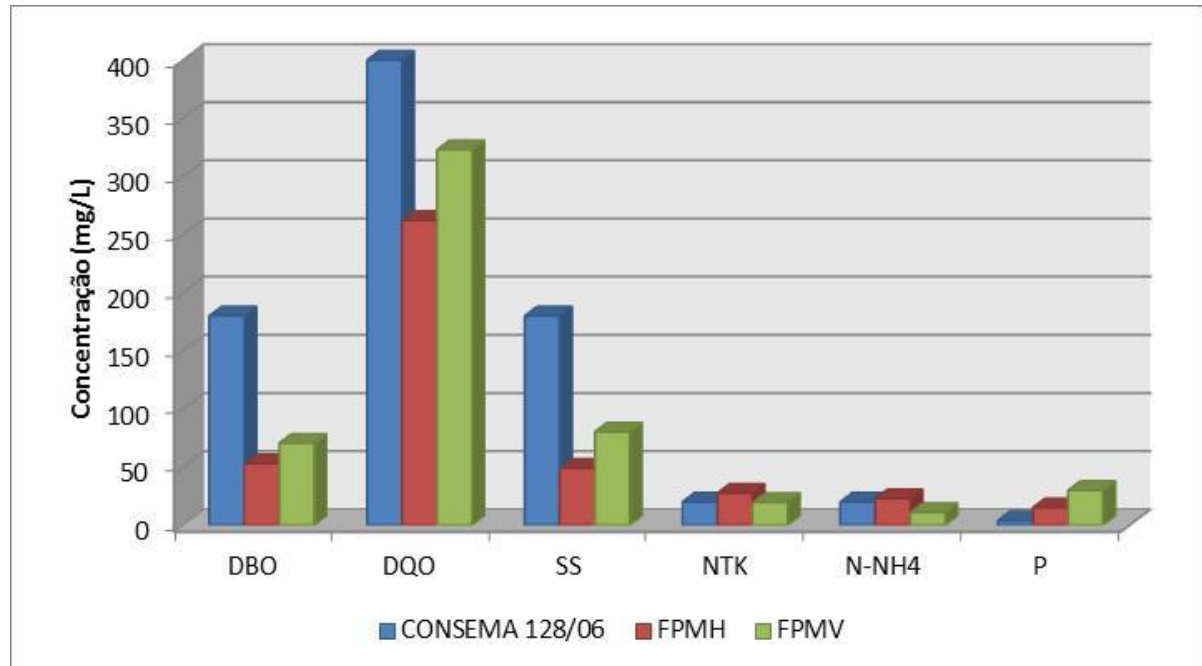


Figura 71- Padrões de lançamento de efluente segundo CONSEMA 128/2006.

Apesar de ambos os filtros não apresentarem problemas significativos quanto à implantação e operação do sistema, o FPMH demonstrou melhor desempenho em termos de qualidade do efluente tratado, adaptação das macrófitas e adequação ao meio rural, ressaltando-se a ausência de odores.

Portanto, tudo isso aliado aos custos relativamente menores, quando comparado com o FPMV, pode-se afirmar que o FPMH demonstrou melhor performance para a situação empregada.

Na figura 72 apresenta-se a vista geral da estação de tratamento estudada, juntamente com as instalações de bovinocultura leiteira, a fim de demonstrar aplicabilidade visual do sistema de tratamento à realidade rural.



Figura 72 – Integração dos FPM a localidade de estudo.

5 CONCLUSÃO

Com base no monitoramento físico-químico e biológico ao longo de um ano de monitoramento, o regime hidráulico aplicado, o tempo de detenção hidráulico de cada filtro, o desenvolvimento das macrófitas a assimilação de nitrogênio e fósforo pelo tecido foliar das mesmas e a estimativa de evapotranspiração no FPMH, pode-se concluir que:

- O FPMH removeu 87%, 81%, 90%, 80%, 68% das cargas aplicadas considerando a área superficial, em termos de DQO, DBO, SS, N-NH₄ e P-PO₄³⁻, respectivamente;
- O FPMV removeu 70%, 52%, 70%, 81%, 16% das cargas aplicadas em termos de DQO, DBO, SS, N-NH₄ e P-PO₄³⁻, respectivamente;
- A remoção média de NT foi de 59% para o FPMH e 23% para o FPMV;
- A nitrificação foi responsável por remover 73% dos 80% de nitrogênio amoniacal removido no FPMV;
- Não se observou nitrificação no FPMH, contudo, ocorreu 58 % de remoção média de nitrogênio amoniacal;
- Ambos os filtros não foram eficientes na remoção de P-PO₄³⁻ apresentando eficiências médias de 35% para o FPMH e 10% para o FPMV;
- Mesmo atuando com cargas transversais de 320 g SS/m².semana, após 16 meses de operação, não se observou indícios de colmatação no FPMH;
- Após 15 meses de operação, trabalhando-se com cargas médias de 80 g SS/m².semana, notou-se que o tempo de drenagem do efluente do FPMV aumentou em aproximadamente 1 hora;
- A evapotranspiração influenciou diretamente na vazão de saída do FPMH, verificando-se uma perda de 37% até 65% da vazão de entrada. Essa variação está relacionada com as condições climáticas, área foliar das macrófitas e as características de alimentação do filtro;
- Observou-se maiores velocidades de crescimento da *Typha domingensis* Pers. no FPMH, atingindo a altura média de 207 cm aos 100 dias após a poda;
- A assimilação de nutrientes pelo tecido foliar está diretamente relacionada com a velocidade de crescimento e o ciclo de desenvolvimento das plantas;

- Os teores de N e P no tecido foliar variou na fase reprodutiva da macrófitas, apresentando uma magnitude de variação de 17,25 a 28,38 g/Kg de N e 2,65 a 5,43 g/kg de P para o FPMH e 29,03 a 23,56 g/kg de N e 2,77 a 2,44 g/kg de P para o FPMV;
- As cargas removidas de N e P pelo tecido foliar das macrófitas foram de 5,12% e 3,16% de N e P respectivamente para o FPMH e de apenas 0,88% de N e 0,30% de P para o FPMV;
- Sugere-se que a poda seja realizada entre os 60 e 90 dias após o plantio das macrófitas;
- O FPMH mostrou melhor desempenho, quando comparado com o FPMV em termos de qualidade de efluente tratado, desenvolvimento das macrófitas e adaptação ao meio rural;
- Não identificou-se problemas operacionais para ambos os filtros ao longo de período de estudo;
- Não observou-se liberação de odores desagradáveis;
- Os filtros apresentaram potencialidade de agregação de valor com a utilização do efluente tratado, haja visto que este apresenta concentrações de nitrogênio e fósforo possíveis de serem aplicados na agricultura;
- Os filtros plantados com macrófitas demonstraram ser uma tecnologia viável para ser empregada no tratamento de efluentes oriundos das atividades de bovinocultura leiteira. Destaca-se que o FPMH apresentou performance superior ao FPMV em termos de qualidade de efluente tratado e adaptação ao ambiente rural.

6 RECOMENDAÇÕES

Por meio do estudo desenvolvido e dos resultados obtidos durante a operação dos filtros plantados com macrófitas ao longo do período de estudo recomenda-se:

- i. Continuar realizando os testes de evapotranspiração a longo prazo, para verificar o a influência da mesma no desempenho do FPMH;
- ii. Avaliar o teor de nutrientes (N e P) nas raízes e na inflorescência das macrófitas, para verificar todo o aporte de nutrientes incorporado na planta;
- iii. Adaptar o FPMV, para atuar como tratamento do lodo produzido pela lagoa de armazenamento;
- iv. Usufruir das técnicas de biologia molecular para se conhecer as vias de transformação do nitrogênio nos FPM;
- v. Verificar o comportamento dos FPM aplicados ao efluente da bovinocultura leiteira a longo prazo.

7 REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1998. 1195p.

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2005. 1368p.

ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, Abril, 2001.

ANDRADE, A.F.; OGLIARI, P.J. **Estatística para as ciências agrárias e biológicas: com noções de experimentações**. 2 ed. Ed. UFSC, Florianópolis, 2010.p.470.

ASLAM, M.M.; MALIK, M.; BAIG, M.A.; QAZI, I.A.; IQBAL, J. Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. **Ecological Engineering**, v.30, n.1, p.34-42. 2007.

____ **NBR 7181**: Solo: análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 13 p. 1984.

____ **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 60 p. 1997.

BRASIL, M da S.; MATOS, A.T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 12, n 3, p.266-272, 2007

BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental** .v. 13, n. 3, p. 323-328.2008

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p.11-17, 1997.

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, p.491-500, 2005.

CAMPOS, A. T. **Análise da variabilidade da reciclagem de dejetos de bovinos com tratamento biológico, em sistemas intensivos de produção de leite**.1997.141 f. Tese (Mestrado Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas do Campus de Botucatu. Botucatu – SP, 1997.

CONLEY, L.M.; DICK, R.I.; LIOW, L.W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**, v.63, n.3, pp. 239-247. 1991.

COOPER, P.F.; JOB, G. D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. Reed Beds an constructed wetlands for wastewater treatment. Swindon:WRcplc.1996.184 p.

COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome. **12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Veneza, Itália, p.4-9 Outubro 2010. 2010.

CONNOLLY, R.; ZHAO, Y.; SUN, G.; ALLEN, S. Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. **Process Biochemistry**, v. 39, p.1971-1976, 2004.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). Resolução Nº128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus Efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: https://www.univates.br/unianalises/media/imagens/Anexo_IV_61957_3.pdf. Acesso em 12/05/2012

DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, G.L.J.; BASSIN, J.P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro, Editora Interciência, 2011.p.368

DOMINGOS, S.S. **Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater**. 2011. Thesis (PhD in Environmental Engineering) – Murdoch University. Australia. 2011.

DORNELAS, F.L.; MACHADO, M.B.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of USB reactor effluents. **Water Science and Technology**, v.60, n12, p. 3025-3033, 2009.

DUNNE, E.J.; CULLETON, N.; O'DONOVAN, G.; HARRINGTON, R.; OLSEN, E.A. An integrated constructed wetland to treat contaminants and nutrients from dairy farmyard dirty water. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 221–234. 2005.

ESCOSTEGUY, P. A. V.; CERINI, J. B.; GOBBI, D.; GOBI, D.; CECCONELLO, C. M. Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, 32: 853-860. 2008

ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998, 575 p.

EL HAFINE, F.; EL HAMOURI, B. Subsurface-horizontal flow constructed wetlands for polishing high rate ponds effluent, **In 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control**. *Proceedings*. Avignon, France. P. 141-145, 2004.

FERREIRA, T. F. **Ecologia e aplicabilidade de métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: uma macrófita aquática emergente, no sistema hidrológico do TAIM, RS**. 2005. 161 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho agrônomo da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.

FIA, F.R.L.; MATOS, A. T. de.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. de. Remoção de nutrientes por *Typhalatifoliae Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água**, v. 6, n. 1. 2011.

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.**(2006)Tese (doutorado) – Universidade Federal deViçosa, 159p.2006

GOTTSCHALL, N.; BOUTIN,C.; CROLLA, A.; KINSLEY,C.; CHAMPAGNE,P.The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada.**Ecological Engineering**,v. 29 p.154–163. 2007.

GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns, Australia.**Water Science and Technology**, v. 44, n. 11/12, p. 303-310, 2000.

HEADLEY,R.T.; DAVISON, L.; HUETT, O.D.; MULLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v. 46, p 345-354,2012.

HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, p.2268–2281, 2007.

HILL, V.R. Prospects for pathogen reductions in livestock wastewaters: A review, Crit.Rev. **Environmental Science Technology**, v.30,p.187-235, 2003.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands subsurface flow.Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries.** Deutsche GesellschaftfürTechnischeZusammenarbeitGmbH (GTZ) saneamento Sustentável - Programa da Ecosan. 2011,36p.

HUSSAR, G.J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Campinas São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia agrícola. 2001, 118p.

IWA – International Water Association.Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. **Scientific and Technical Report** No. 8. London, England: IWA Publishing. 2000,156p.

KADLEC,R.H; KNIGHT,R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996, 893p.

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

KASEVA, M.E. Performance of a sub-surface flow constructed wetlands in polishing pre-treated wastewater- a tropical study. **Water Research**, v.37, p. 681-687. 2004

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 238-247, 2009.

KERN, J.; BRETTAR, I. Nitrogen turnover in a subsurface constructed wetland receiving dairy farm wastewater, in: **Treatment Wetlands for Water Quality Improvement**, J. Pries, ed., CH2M Hill Canada Limited, Waterloo, Ontario, p 15-21, 2002.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v.37, p.99-112, 2011.

LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. editora RIMA, São Carlos, 2000.p.519.

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LAWRENCE, J. M.; MIXON, W.W. Comparative nutrient content of aquatic plants from different habitats. **Proc. Annu. Meet. South. Weed Sci. Soc.** 1970.

LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetlands taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**. v. 92, p.173-179, 2004.

LIANG, W.; WU, Z.B.; CHENG, S.B.; ZHOU, Q.B.; HU, H.B. Roles of substrate microorganisms and urease activities in wastewater purification in a constructed wetland system. **Ecological Engineering**, v. 21, p.191-195, 2003.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. **Environment International**, v. 26, n. 5-6, p.425-431. 2001

LIU,S.; YAN, B.; WANG, L. The layer effect in nutrient removal by two indigenous plant species in horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, vol. 37 p.2101-2104. 2011.

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRE,E;. TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S.;MARMIROLI, N.; Application of a horizontal subsurface flow constructed wetlands on treatment of dairy palor wastewater. **Bioresource Technology**, v.88, p.85–94, 2003.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; FIA, R.; MATOS, M.P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, v.17, p.383-391, 2009

MATOS,A.T; ABRÃO, S.S; MONACO, P.L.V.A; SARMENTO, A.P; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizadas no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, n.12, p.1311-1317, 2010.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

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

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v.40, p.606-612, 2006.

MORO, M.J., DOMINGO, F., LOPEZ, G.Seasonal transpiration pattern of *Phragmitesaustralis* in a wetland of semi-arid Spain.**Hydrological Processes**.V. 18, p.213-227,2004.

MUMÑOZ, P.; DRIZO, A.; HESSION, W.C. Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. **Water Research**, v.40, p.3209-3218,2006.

NEWMAN, J.M.; CLAUSEN, J.C.; NEAFSEY, J.A. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut.**Ecological Engineering**, vol. 14, p. 181-198, 2000.

NGUYEN, M.L;Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Biotechnology Advances**, v.22,p.93-117,2003.

PAOLI de, A.C.; VON SPERLING, M. Avaliação da colmatação em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: Comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica. in **26 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**, 2011.

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

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; CAMPOS, R. H. **Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos**. Padion. Florianópolis, 2007. 63p.

PLATZER C., MAUCH K. Soil clogging in vertical flow reed beds: Mechanisms, parameters, consequences and ... solutions?. **Water Science and Technology**. V.35, n.5, p. 175-182, 1997.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

SCHAAFSMA,J.A.; BALDWIN,A.H.; STREB,C.A. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. **Ecological Engineering**,v.14,p.199-206,2000.

SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands in swine wastewater treatment.In: **12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy**. v.2, p.1494-1501, 2010.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SILVA, M.E.; ROSTON, M.D. Tratamento de fluentes de Sala de Ordenha de Bovinocultura: lagoas de estabilização seguida de leitos cultivados. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.67-73, Jan./Fev, 2010.

SOUZA, J.T. de.; HAANDEL, A.C.van.; GUIMARÃES, A.V.A. Comparação entre sistemas Wetlands tratando efluente anaeróbio. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. CD-ROM. 2001

SOUZA, L.M.I.de. **Avaliação da macrófitas *Typha domingensis* Pers. no pós-tratamento de efluentes do campus da UFMS e do hospital universitário, em banhados construídos de fluxo subsuperficial.** 2003. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental e Recursos Híbridos) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2003.

SOUZA, J. T. de.; HAANDEL, A. van; LIMA, E.P. da C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de *Wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. **Journal of Biotechnology**, 115, n.2, p.189-197. 2005.

STEFANAKIS, I.A.; TSIHRINTZIS. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, vol. 181-182, p.416 a 430. 20120.

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MULLER, A.R.; MOORMANN, H.; Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p.93 -117, 2003.

SHIPIN, O.; KOOTTATEP, T.; KHANH, N.T.T.T.; POLPRASERT, C. Integrated natural treatment systems for developing communities: low tech N- removal through

the fluctuating microbial pathways. **Water Science and Technology**. V. 51, p.299-306, 2005.

TANNER,C.C; NGUYEN, L.M; SUKIAS,S.P.J. Nutrient removal by a constructed wetlands treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. **Agriculture Ecosystems e Environment** , v. 105,p.145-146, 2005.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.;VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul,1995.174p.

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

TIETZ, A.; HORNEK, R.; LANGERGRABER, G.; KREUZINGER, N.; e HABERL, R. Diversity of ammonia oxidizing bacteria in a vertical flow constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 56, n.3, p. 241-247, 2007.

TRUU, M.; JUHANSON, J.;e TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v.407,n.13,p.3958-3971,2009.

TUNDISI, G.J; TUNDISI, M. T.**Limnologia**. São Paulo, 2008. 631p.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency.Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US **Environmental Protection Agency**, Washington, DC.1993, 311p.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para o tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 p. Tese (doutorado) – Faculdade de Engenharia agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VERA, A.; ANDRADE, C.; FLORES, E.; NÚÑEZ, M.; CÁRDENAS, C.; MORALES, E. Removal of nutrients and organic matter in a constructed wetland, in function of the development of the macrophyte *Typha dominguensis* Pers. **Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia**. v. 33, n. 2, 2010

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v.1. Belo

Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. 1995. 240p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 2. Belo Horizonte, MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996. 211p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade Das Águas e ao Tratamento de Esgotos v. 1**. Belo Horizonte, MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2005, p.452

VOGEL, A.I. **Química analítica qualitativa**. 5.ed, editora Mestre Jou, São Paulo, 1981, p.665.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Ecological Engineering**. p.13, 2005.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Science of the Total Environment**. v. 380, p.48-65, 2007.

VYMAZAL, J; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Republica Tcheca, 2008, 579 p.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering** ,v. 35, p. 1-17, 2009.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n 5, p. 9-14.2003.

WHITE, J.S., BAYLEY, S.E., CURTIS, P.J. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetland receiving municipal and agro-industrial wastewater. **Ecological Engineering**. 14, p.127–138, 2000.

WOOD, J.; FERNANDEZ, G.; BARKER, A.; GREGORY, J.; CUMBEY, T.; Efficiency of reed beds in treating dairy wastewater. **Biosystems Engineering**, v.98, p 455-469. 2007.

WPCF - Water Pollution Control Federation. **Nutrient Control Manual of Practice FD-17**. Alexandria, VA: WPCF. 1983. 205 p.

ZAPAROLI, B.R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. 2011. Dissertação (mestrado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa – Viçosa. 2011. 81p

ZANELLA, L.; NOUR, A. E.; ROSTON, D. *Cyperus Papyrus* em sistemas de wetland- construído como pós tratamento de esgotos. in **25 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental**, 2009.

ZOCCAL, R. **Ranking da produção de leite por estado, 2010/2011**. Embrapa Gado de Leite. Disponível em: <<http://www.cnpgl.embrapa.br/nova/informacoes/Estatisticasprodução/tabela0240.php>>. Acesso em: 20 fev./2012.

ZOCCAL, R. **Produção de leite, vacas ordenhadas e produtividade animal no Brasil 1980 – 2010**. 2011. Embrapa Gado de Leite. Disponível em: <<http://www.cnpgl.embrapa.br/nova/informacoes/estatisticas/producao/tabela0240.php>>. Acesso em: 16 fev. 2012.

ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Jornal of Environmental Science**. v.21, n. 6, p.750-757, 2009.

APÊNDICE A

ROTINA DE OPERAÇÃO DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Todas as manhãs, para iniciar as atividades foi inserido sifão flexível manual para a alimentação do tanque de equalização, pois a entrada de ar na tubulação influenciava diretamente na gravidade. Desta forma foi introduzido água na tubulação de alimentação do tanque de equalização a fim de evitar o gradiente de ar que se formava dentro da tubulação impedindo a passagem do efluente até o tanque de equalização.

Após o tanque de equalização manter um nível significativo de efluente, nas segundas, terças, quintas e sextas feiras era medido manualmente a vazão de entrada do FPMH. A vazão era medida de forma direta 3 vezes durante cada alimentação; a primeira medição era realizada quando se iniciava a alimentação; a segunda medição depois de 2 horas de alimentação e a terceira medição era realizada quando completava-se 4 horas de alimentação.

Nas segundas, quartas e sextas-feiras era medido a vazão de entrada do FPMV, apenas uma vez ao dia, pois essa alimentação era realizada com auxílio de uma bomba.

De segunda a sexta-feira era medido a precipitação diária (sempre as 10:00 h da manhã) no pluviômetro da estação de tratamento estudada.

A seguir, a tabela A 1 resume as atividades diárias realizadas durante o período de estudo.

Tabela A.1 – Resumo de atividades realizadas semanais

Atividades	2ª feiras	3ª feiras	4ª feiras	5ª feiras	6ª feiras
Medição de vazão afluente ao FPMH	X	X		X	X
Medição de vazão afluente ao FPMV	X		X		X
Coleta de dados de Precipitação	X	X	X	X	X
Coleta e análise físico-química			X		
Análise do crescimento das macrófitas					X
Verificação do tempo de drenagem do efluente no FPMV					X
Análise da evapotranspiração no FPMH					X
Retirada de plantas invasoras					X
Análise de N e P no tecido foliar	X				

**APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO FÍSICO, QUÍMICA E BIOLÓGICA DO
EFLUENTE BRUTO DE BOVINOCULTURA LEITEIRA E AFLUENTE E EFLUENTE
DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS**

Tabela B.1 – Resultados do monitoramento físico-químico e biológico do afluente dos FPM

Coleta	Data	Temp (C°)	pH	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Alcal. (mg/l)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSD (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
1	16/11/2011	23	7,09		100,00	827,00	318,00	1321,00			0,1		43,20	0,061	4,01	37,80
2	23/11/2011	19	7,02		63,00	843,00	240,00	1295,00			0,1		37,29	0,000	8,12	39,88
3	30/11/2011	26	7,55		125,50	1105,80	153,30	1345,00	847,00	498,00	<0,1		42,69	0,000	2,72	30,51
4	07/12/2011	24	6,90		96,50	1196,30	283,30	1432,00	943,00	489,00	0,1		74,63	0,000	4,12	37,06
5	15/12/2011	22	6,86		67,00	1205,20	202,77	1457,00	910,00	547,00	0,1		80,18	0,000	4,77	28,34
6	21/12/2011	24	6,99		90,00	931,88	130,55	1410,00	967,00	443,00	0,30		78,13	0,000	5,67	23,43
7	11/01/2012	21	6,68		99,00	1012,50	169,44	1540,00	1074,00	466,00	0,60		62,30	0,000	6,82	23,50
8	24/01/2012	23	6,59		133,50	869,25	213,91	11512,00	989,00	10523,00	0,60		77,78	0,000	5,48	22,82
9	02/02/2012	26	6,70		129,00	982,45	297,00	1618,00	1018,00	600,00	2,00		60,33	0,000	3,12	27,73
10	08/02/2012	25	6,61		177,00	1066,00	223,14	3287,00	1613,00	1674,00	34,00		119,21	0,000	5,90	26,48
11	15/02/2012	22	6,85		120,00	1045,00	196,27	1549,00	1018,00	531,00	42,00		84,43	0,000	4,83	24,98
12	07/03/2012	22	7,10		70,50	966,00	255,55	1313,00	847,00	466,00	0,40		80,08	0,000	8,24	29,21
13	12/04/2012	22	7,63	758,50	65,50	738,39	262,50	1329,00	748,70	580,30	0,10	89,12	81,31	0,000	0,00	35,56
14	18/04/2012	19	7,62	1112,00	102,81	676,88	249,82	1321,00	1062,00	259,00	2,50	144,76	84,90	0,000	0,22	22,12
15	24/04/2012	16	7,76	1143,00	100,23	891,33	173,88	1219,00	821,00	398,00	<0,1	101,64	83,66	0,000	4,23	24,03
16	03/05/2012	14	7,75	708,00	102,64	771,90	181,41	1149,00	859,00	290,00	<0,1	88,1	86,76	0,000	4,48	23,64
17	09/05/2012	17	7,72	910,50	102,64	733,88	165,80	1130,00	720,00	410,00	<0,1	90,12	80,04	0,000	4,30	23,82
18	16/05/2012	14	7,61	1188,00	172,61	717,25	163,00	1108,50	650,20	458,30	<0,1	85,21	80,20	0,000	3,80	24,64
19	23/05/2012	18	7,58	753,00	100,00	530,00	145,95	525,00	429,00	96,00	<0,1	90,2	83,62	0,00	2,23	24,21
20	06/06/2012	9	7,70	573,00	134,00	696,53	168,50	1948,50	1528,00	420,50	0,70	119	72,59	0,00	0,00	21,43
21	20/06/2012	15	7,85	1578,00	183,00	520,00	160,00	795,00	410,00	385,00	<0,1	59,5	42,79	0,00	0,00	20,86
22	27/06/2012	14	7,44	823,50	120,00	261,00	111,00	1883,00	640,00	1243,00	5,00	58,52	37,36	0,00	4,26	20,12
23	04/05/2012	16	7,46	783,00	186,00	495,00	191,00	790,00	430,00	360,00	<0,1	53,9	36,40	0,00	1,55	17,99
24	11/07/2012	12	7,37	468,00	384,00	462,85	205,00	680,00	480,00	200,00	<0,1	36,92	29,54	0,00	2,31	15,90
25	18/07/2012	11	7,30	993,00	324,00	452,77	308,00	1520,00	470,00	1050,00	3,00	32,2	23,47	0,00	0,00	15,43
26	01/08/2012	15	7,50	678,00	189,00	318,44	409,00	920,00	730,00	190,00	0,70	50,7	19,12	0,00	9,40	15,18
27	08/08/2012	16	8,40	1023,00	128,30	257,50	467,00	1044,00	360,00	684,00	1,00	50,75	20,04	0,00	3,08	14,90
28	15/08/2012	17	7,20	1233,00	35,00	277,50	407,00	700,00	340,00	360,00	3,00	87,29	33,12	0,00	3,12	25,90
29	22/08/2012	15	7,05	1012,00	134,00	252,50	207,00	850,00	330,00	360,00	<0,1	46,69	30,12	0,00	5,89	11,80
30	29/08/2012	13	7,02	1060,00	154,00	330,00	432,00	1020,00	697,00	360,00	<0,1	45,12	15,30	0,00	7,50	15,34
31	05/09/2012	18	7,04	1248,00	158,12	345,00	434,00	1829,00	460,00	1369,00	<0,1	30,8	28,12	0,00	4,40	22,90
32	12/09/2012	17	7,32	1279,00	157,90	412,50	349,00	1070,00	460,00	1369,00	<0,1	29,12	20,58	0,00	6,05	14,64
33	17/09/2012	20	6,81	1518,00	168,12	318,00	424,00	870,00	320,00	550,00	<0,1	70,14	24,51	0,00	2,86	17,21
34	25/09/2012	16	7,30	1458,00	178,33	400,00	370,00	960,00	420,00	540,00	<0,1	68,38	32,46	0,00	4,38	18,34
35	17/10/2012	18	6,93	888,00	187,00	482,50	226,00	760,00	412,00	540,00	2,00	56,11	42,04	0,00	3,80	20,17

Tabela B.2 – Resultados do monitoramento físico-químico e biológico do efluente do FPMH

Coleta	Data	Temp (C°)	pH	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Alcal. (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSD (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
1	16/11/2011	20	7,25		25,20	460,00	30,00	636,00			<0,1		39,10	0,000	0,00	5,29
2	23/11/2011	20	7,28		17,50	505,00	46,70	778,00			<0,1		29,03	0,137	4,50	7,40
3	30/11/2011	25	7,69		49,00	1024,90	22,50	1075,00	733,00	342,00	<0,1		43,90	0,000	5,94	14,26
4	07/12/2011	24	7,20		40,00	945,30	54,40	1035,00	729,00	306,00	0,1		41,55	0,023	3,48	14,89
5	15/12/2011	23	7,23		23,77	719,74	51,66	1065,00	675,00	390,00	0,50		41,93	0,132	2,47	8,80
6	21/12/2011	26	6,89		42,65	958,13	65,00	1215,00	875,00	340,00	<0,1		64,20	0,084	2,26	3,39
7	11/01/2012	24	6,57		36,95	812,50	89,00	1632,00	1160,00	472,00	0,20		37,40	0,102	3,96	3,16
8	24/01/2012	23	6,79		26,55	617,50	35,00	1214,00	844,00	370,00	<0,1		43,29	0,012	5,02	7,48
9	02/02/2012	26	6,80		33,90	837,90	79,44	1462,00	996,00	466,00	<0,1		53,88	0,000	3,42	2,10
10	08/02/2012	26	6,59		36,10	1037,40	62,50	1531,00	1073,00	458,00	<0,1		70,38	0,000	4,50	0,84
11	15/02/2012	23	6,55		35,00	1057,50	45,03	2035,00	1486,00	549,00	<0,1		76,51	0,000	3,50	2,40
12	07/03/2012	24	6,54		35,60	484,76	67,00	1247,00	820,00	427,00	<0,1		28,31	0,000	3,60	12,96
13	12/04/2012	22	6,91	273,50	24,00	237,74	83,01	674,00	364,00	310,00	<0,1	70,84	19,46	0,000	4,59	18,66
14	18/04/2012	22	7,01	301,00	32,79	313,50	51,96	661,00	411,00	250,00	<0,1	24,62	22,61	0,000	1,06	17,20
15	24/04/2012	19	6,96	143,00	33,12	611,05	52,85	905,00	642,00	263,00	<0,1	40,04	27,40	0,000	3,45	19,03
16	03/05/2012	17	6,95	153,50	32,79	323,18	26,42	690,00	512,00	178,00	<0,1	36,60	18,86	0,000	4,60	21,20
17	09/05/2012	18	6,91	373,50	64,63	708,23	22,65	861,00	531,00	330,00	<0,1	28,12	20,38	0,000	3,12	23,06
18	16/05/2012	17	6,97	361,00	64,50	510,63	23,71	989,00	589,00	400,00	<0,1	52,36	26,57	0,000	2,74	26,29
19	23/05/2012	17	6,84	292,50	18,00	396,00	58,50	830,00	410,00	420,00	<0,1	52,12	23,80	0,000	6,00	35,46
20	06/06/2012	14	6,97	136,00	23,00	137,50	8,30	1394,00	1190,00	204,00	<0,1	23,33	9,64	0,000	2,12	17,01
21	20/06/2012	17	6,92	260,50	31,15	190,00	5,48	370,00	96,66	273,34	<0,1	17,50	6,41	0,000	3,62	16,95
22	27/06/2012	16	6,89	200,00	42,00	287,10	16,00	1464,00	196,00	1268,00	<0,1	12,32	4,30	0,000	2,00	19,00
23	04/07/2012	18	6,74	206,00	87,30	255,00	18,00	560,00	53,33	506,68	<0,1	18,48	7,58	0,000	5,85	25,49
24	11/07/2012	15	6,60	166,00	87,00	222,85	43,00	350,00	230,00	120,00	<0,1	18,48	4,45	0,000	0,00	13,76
25	18/07/2012	13	6,53	228,50	94,70	233,33	36,00	480,00	350,00	130,00	<0,1	12,12	2,79	0,000	2,81	14,38
26	01/08/2012	16	6,82	191,00	87,60	102,63	26,00	230,00	150,00	80,00	<0,1	37,80	5,25	0,000	1,76	15,25
27	08/08/2012	17	6,40	313,50	73,40	215,00	83,00	518,00	120,26	397,74	<0,1	20,30	3,05	0,040	2,28	16,47
28	15/08/2012	18	7,01	333,50	16,90	155,00	115,00	370,00	220,00	150,00	<0,1	26,39	2,78	0,010	1,64	26,30
29	22/08/2012	19	6,75	356,89	79,87	255,00	40,00	570,00	270,00	300,00	<0,1	24,36	3,03	0,000	1,89	20,82
30	29/08/2012	16	6,68	446,00	87,89	245,00	170,00	600,00	280,00	300,00	<0,1	24,23	4,98	0,000	1,18	17,34
31	05/09/2012	19	6,86	263,50	88,41	207,50	80,00	1200,00	280,00	920,00	<0,1	14,00	3,74	0,000	5,77	16,08
32	12/09/2012	19	6,90	324,00	89,00	176,00	22,00	450,00	310,00	140,00	<0,1	16,18	3,22	0,000	0,91	11,77
33	17/09/2012	21	6,86	266,00	96,00	250,00	36,00	400,00	298,00	102,00	<0,1	17,50	5,19	0,000	1,15	18,51
34	25/09/2012	18	6,92	166,00	98,30	197,50	25,00	370,00	230,00	140,00	<0,1	17,50	2,68	0,000	4,30	17,25
35	17/10/2012	19	6,50	276,00	97,00	235,00	22,00	410,00	269,00	140,00	<0,1	31,56	1,73	0,000	2,30	18,40

Tabela B.3 – Resultados do monitoramento físico-químico e biológico do efluente do FPMV

Coleta	Data	Temp (C°)	pH	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Alcal. (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSD (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
1	16/11/2011	20	7,23		76,10	345,00	100,00	1056,00			<0,1		15,70	0,315	0,00	30,55
2	23/11/2011	22	7,20		19,40	322,00	90,00	954,00			<0,1		12,08	1,491	43,79	21,34
3	30/11/2011	25	7,50		42,20	465,10	14,20	1280,00	795,00	485,00	<0,1		17,53	0,243	32,57	25,20
4	07/12/2011	25	7,20		44,35	416,30	63,30	1323,00	852,00	471,00	<0,1		14,40	0,159	59,30	34,77
5	15/12/2011	24	7,18		24,40	598,90	65,00	1388,00	875,00	513,00	<0,1		16,14	0,396	25,90	31,91
6	21/12/2011	27	6,92		41,90	556,50	108,33	1416,00	924,00	492,00	<0,1		22,61	0,111	59,50	14,23
7	11/01/2012	23	6,62		49,60	412,50	48,33	1375,00	948,00	427,00	<0,1		19,82	0,020	38,00	26,56
8	24/01/2012	24	6,87		47,21	266,00	54,40	1003,00	625,00	378,00	<0,1		16,01	0,010	48,80	21,34
9	02/02/2012	28	6,74		39,95	637,00	136,66	1477,00	967,00	510,00	<0,1		36,62	0,012	38,49	14,99
10	08/02/2012	26	6,70		40,50	507,00	116,66	1613,00	1137,00	476,00	<0,1		33,24	0,110	38,49	12,36
11	15/02/2012	23	6,50		38,90	450,00	104,72	1696,00	1196,00	500,00	<0,1		41,59	0,011	46,11	35,23
12	07/03/2012	24	7,40		36,01	312,38	91,66	1319,00	826,00	493,00	<0,1		14,53	0,020	55,97	37,23
13	12/04/2012	22	6,98	491,00	28,00	356,25	146,20	1101,00	708,00	393,00	<0,1	21,56	18,93	0,250	30,09	17,01
14	18/04/2012	21	6,94	403,50	40,66	242,25	106,75	1070,00	875,00	195,00	<0,1	21,56	20,70	0,002	22,28	25,07
15	24/04/2012	20	7,10	480,00	40,66	341,25	62,14	1146,00	794,00	352,00	<0,1	36,96	10,01	0,580	59,33	26,02
16	03/05/2012	17	7,07	371,80	40,66	373,16	63,57	1066,00	662,00	404,00	<0,1	33,98	9,58	0,330	54,00	26,79
17	09/05/2012	18	6,88	423,50	85,76	251,75	61,43	1064,00	695,00	369,00	<0,1	33,98	20,50	0,232	41,43	28,20
18	16/05/2012	18	6,91	306,00	85,76	181,00	28,89	963,00	501,00	462,00	<0,1	12,32	5,63	0,002	61,14	28,33
19	23/05/2012	18	6,94	310,30	27,00	238,60	16,75	160,00	18,00	142,00	<0,1	8,83	6,13	0,000	43,00	24,48
20	06/06/2012	15	6,96	148,50	18,00	137,50	17,25	1531,00	1254,00	277,00	<0,1	14,00	2,90	0,000	44,62	19,83
21	20/06/2012	18	7,18	231,00	38,00	179,50	70,08	720,00	360,00	360,00	<0,1	17,50	3,10	0,000	39,12	18,96
22	27/06/2012	16	6,98	357,00	80,00	226,20	58,00	1664,00	520,00	1144,00	<0,1	33,88	6,56	0,070	48,28	18,37
23	04/07/2012	17	7,00	251,00	102,30	205,00	57,00	690,00	410,00	280,00	<0,1	26,18	2,12	0,000	52,76	14,18
24	11/07/2012	15	6,94	216,00	180,00	194,28	66,00	450,00	360,00	90,00	<0,1	18,48	1,95	0,380	58,50	12,59
25	18/07/2012	14	6,84	213,00	186,12	202,77	60,00	690,00	470,00	220,00	<0,1	13,20	1,18	0,000	21,12	13,69
26	01/08/2012	17	6,66	193,50	93,80	108,12	51,00	400,00	210,00	190,00	<0,1	29,40	1,16	0,000	34,12	12,30
27	08/08/2012	18	6,91	268,20	89,20	180,00	79,00	1106,00	300,00	806,00	<0,1	8,12	4,11	0,250	36,12	11,38
28	15/08/2012	19	7,03	458,50	12,70	147,50	134,00	730,00	350,00	380,00	<0,1	8,12	2,40	0,010	23,12	15,30
29	22/08/2012	20	7,03	456,00	98,30	150,00	67,00	440,00	210,00	230,00	<0,1	16,29	1,20	0,000	18,15	15,99
30	29/08/2012	17	7,09	421,00	103,67	212,50	85,00	650,00	338,00	230,00	<0,1	18,20	1,78	0,009	21,88	15,64
31	05/09/2012	20	7,01	336,00	109,12	207,50	127,00	1406,00	320,00	1086,00	<0,1	8,40	1,08	0,080	22,20	19,38
32	12/09/2012	18	7,01	256,00	120,00	152,25	53,00	640,00	340,00	300,00	<0,1	8,90	1,26	0,000	24,40	12,51
33	17/09/2012	22	7,09	346,00	132,00	222,00	81,00	440,00	235,00	205,00	<0,1	14,20	1,41	0,000	20,12	17,43
34	25/09/2012	20	7,30	223,00	129,00	255,00	253,00	720,00	280,00	440,00	<0,1	22,79	3,41	0,003	17,18	17,03
35	17/10/2010	19	6,66	266,00	130,00	107,00	71,00	600,00	339,00	261,00	<0,1	24,59	3,09	0,000	25,30	17,25

Tabela B.4 – Caracterização prévio do efluente bruto de bovinocultura leiteira

Tem (°C)	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)	Alcal. (mg/L)	SS (mg/L)	ST (mg/L)	STF (mg/L)	STV (mg/L)	SSD (mg/L)	NTK (mg/L)	N-NH ₄ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
21	7610,00		358,63	5158,33				<0,1	394,24	34,83	251,00
21	7560,00		782,75	8879,00	19410,00	1927,00	17483,00	<0,1	826,98	32,90	294,70
18	7187,00		402,23	4522,00	7786,00	807,00	6979,00	<0,1	252,56	12,22	307,30
19	8129,40	396,00	840,75	6725,70	13330,50	1624,50	11706,00	<0,1	458,92	27,58	318,17
19	3660,00	398,00	401,38	4010,00	8761,50	906,00	7855,50	<0,1	400,40	13,72	309,48
18	7550,00	389,00	846,00	1138,05	2725,00	910,00	1815,00	<0,1	112,42	11,53	84,67
10		359,00	693,00	11075,00	23660,00	2455,00	21205,00	2,50	1184,00	23,95	250,84
15	7990,00	389,00	280,00	2205,00	7690,00	965,00	6725,00	<0,1	262,50	13,88	159,00
16	5800,00	680,00	445,88	1900,00	3214,00	845,00	2369,00	10,00	89,32	12,25	25,57
17	11550,00	690,00	222,50	717,00	1820,00	340,00	1480,00	3,00	138,60	9,13	9,04
17	16475,00	841,00	430,35	4200,00	8105,00	1180,00	6925,00	<0,1	123,30	6,53	60,79
13	8175,00	872,90	167,50	775,00	16150,00	4450,00	11700,00	<0,1	126,30	1,34	14,74
12	12300,00	482,00	189,48	1626,00	29600,00	7700,00	21900,00	7,00	205,80	7,85	46,91
15	15185,12	348,80	355,00	2915,00	8552,00	825,00	7727,00	<0,1	292,70	6,40	97,78