

UFRRJ
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL

DISSERTAÇÃO

**Tratamento de Água Residuária de Bovinocultura de
Leite, Utilizando Sistema de Alagado Construído
Cultivado com Capim Vetiver**

Antonio Carlos Farias de Melo

2017



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
E AMBIENTAL**

**TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA DE
LEITE, UTILIZANDO SISTEMA DE ALAGADO CONSTRUÍDO
CULTIVADO COM CAPIM VETIVER**

ANTONIO CARLOS FARIAS DE MELO

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Duarte Batista da Silva

e Coorientação dos Professores
Dinara Grasiela Alves
Jonathas Batista Gonçalves Silva

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre**, tendo como Área de Concentração Meio Ambiente.

Seropédica, RJ
Março de 2017

Ficha catalográfica:

M528t Melo, Antonio Carlos Farias de , 1979-
Tratamento de água residuária de bovinocultura de
leite, utilizando sistema de alagado construído
cultivado com capim vetiver / Antonio Carlos Farias
de Melo. - 2017.
81 f.: il.

Orientador: Leonardo Duarte Batista da Silva.
Coorientadora: Dinara Grasiela Alves.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola e Ambiental, 2017.

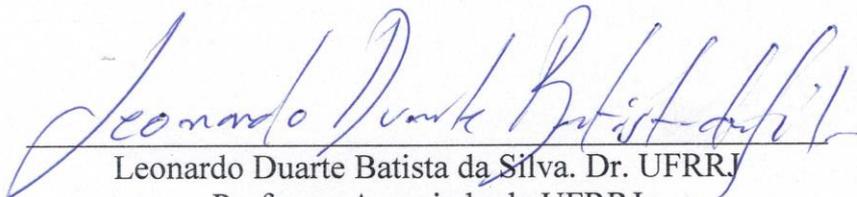
1. Bovinocultura de leite. 2. Demanda bioquímica de
oxigênio. 3. Capim vetiver. I. Silva, Leonardo Duarte
Batista da , 1971-, orient. II. Alves, Dinara
Grasiela, 1983-, coorient. III Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro. Pós-Graduação em Engenharia
Agrícola e Ambiental. IV. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

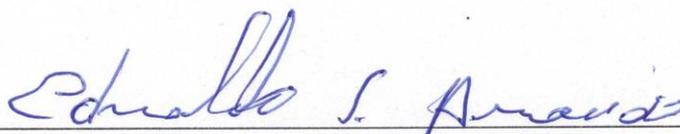
ANTONIO CARLOS FARIAS DE MELO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre**, tendo como Área de Concentração Meio Ambiente.

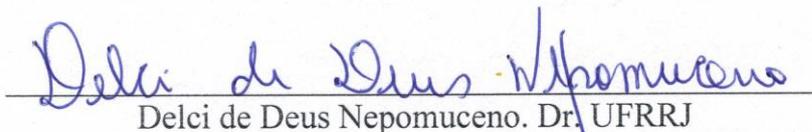
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15/03/2017.



Leonardo Duarte Batista da Silva. Dr. UFRRJ
Professor Associado da UFRRJ
(Orientador)



Ednaldo da Silva Araújo. Dr. EMBRAPA
Pesquisador da EMBRAPA Agrobiologia



Delci de Deus Nepomuceno. Dr. UFRRJ
Pós-doutorando do Programa de Pós-graduação em Zootecnia da UFRRJ

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a meus familiares por sempre
estarem presentes apoiando e
dando todo o suporte na continuidade
de meus estudos.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus pela luz e presença em todas as minhas etapas de vida.

À meus pais Manoel Carlos Coutinho de Melo e Alda Benedita de Farias Melo pelo carinho, paciência, compreensão e sendo os pilares para que esse estudo pudesse ser realizado e concluído.

À minha irmã Fernanda e meu cunhado Andersom que sempre apoiaram meu desenvolvimento frente a universidade.

Aos meus primos Luciano, Juliana e Suzana que foram fundamentais em meu retorno aos estudos e sempre acreditando que seria possível.

À meus tios Francisco e Terezinha pelo carinho e ajuda nos momentos difíceis.

As minhas tias Elta, Leni, Safira e Marina pelos bons conselhos oferecidos nos encontros familiares e carinho.

À meu primo Fabrício pela amizade e companheirismo no caminhar da vida.

À minha Coorientadora Dinara Grasiela Alves pela paciência, orientação e sempre estar disposta a ajudar.

À meu Coorientador Jonathas Batista Gonçalves Silva pela orientação e apresentar-me o Tratamento de Água Residuária através do Sistema de Alagado Construído.

À meu Orientador Leonardo Duarte Batista da Silva pela oportunidade e privilégio de ser seu orientado e tornar possível o desenvolvimento deste trabalho.

Aos Professores Alexandre Lioi Nascentes, Camila Ferreira de Pinho e Gustavo Bastos Lyra pelas aulas lecionadas, clareza nas explicações e sempre estarem a disposição para que pudesse ser sanada qualquer dúvida.

Ao Professor José Guilherme Marinho Guerra pelas orientações e oportunidade em morar no alojamento da EMBRAPA Agrobiologia.

À equipe do Laboratório de Monitoramento Ambiental I - Água e Efluentes: Jéssica, Thamirys, Paula, João, Sabrina, Luíse e Ana Clara, pela ajuda em todos os trabalhos laboratorias.

À equipe de campo: Jéferson, Joivam, Gledsom, Sabrina e Luciana pela força, atenção e paciência durante a execução e condução do experimento.

À equipe da Fazendinha Agroecológica, por ceder o local onde o experimento pudesse ser desenvolvido e também por estarem a disposição sempre que precisássemos de algum auxílio.

À Marcos Jorge e Leonardo Oliveira pela amizade, oportunidade de trabalharmos juntos e serem fundamentais na minha inserção no mestrado.

Aos amigos do alojamento da EMBRAPA Agrobiologia pela compreensão, tolerância e ajuda nas dificuldades durante o curso.

À Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro pela dupla oportunidade: cursar Engenharia Agrícola e fazer parte do corpo discente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental.

À Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP), pela ajuda financeira na compra de materiais e reagentes para a execução do trabalho.

À FAPERJ pela ajuda financeira através do Edital Apoio às Engenharias.

RESUMO

MELO, Antonio Carlos Farias. **Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver (*chrysopogon zizanioides*)**. 1017. 70p. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

A quantidade de dejetos produzidos diariamente por bovinos de leite é um dos maiores problemas em sistemas de manejo intensivo. A disposição dos resíduos das instalações para animais tem se constituído num desafio para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos. Neste sentido, este trabalho teve como principal objetivo avaliar o desempenho de um sistema de alagado construído (SAC) de fluxo horizontal subsuperficial, cultivado com capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite. O trabalho foi desenvolvido na área do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecido como “Fazendinha Agroecológica do Km 47”, Seropédica-RJ. As avaliações se deram por meio de análises físico-químicas realizada na água residuária de entrada e saída desta unidade de tratamento, mensuração da produção de massa e altura do capim vetiver, assim como realizações de análises nutricionais na sua parte aérea. Para análises físico-químicas foi observado eficiências de remoção na concentração de demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo, sólidos suspensos totais, turbidez e cor, calculadas em 27,12%, 18,27%, 32,41%, 26,92%, 9,12%, 11,43%, 2%, 27,56%, 30,50% e 20,08%, respectivamente. Para as análises nutricionais da parte aérea do capim vetiver, foi quantificado a exportação de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio, todos em unidade kg.t^{-1} de massa seca, sendo calculadas em 23,73, 5,2, 25,43, 2,7 e 1,58. Com base no monitoramento realizado ao longo do período em que o trabalho foi desenvolvido, pode-se concluir que o sistema de alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial, cultivado com capim vetiver, apresentou bom desempenho no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, destacando-se também pelo baixo custo de instalação, baixa manutenção e ser isento no consumo de energia elétrica, sendo indicado para pequenas e médias unidades de sistemas agrícolas.

Palavras-chave: bovinocultura de leite, demanda bioquímica de oxigênio, capim vetiver.

ABSTRACT

MELO, Antonio Carlos Farias. Treatment of dairy cattle water using a built flood system with vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*). 1017. 70p. Dissertation (MSc in Agricultural and Environmental Engineering). Institute of Technology, Department of Engineering, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2017.

The amount of waste produced daily by dairy cattle is one of the major problems in intensive management systems. Disposal of waste from animal facilities has become a challenge for breeders and specialists because it involves technical, health and economic aspects. In this sense, the main objective of this work was to evaluate the performance of a subsurface horizontal flow system (SAC), cultivated with vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*), in the treatment of milk wastewater. The work was developed in the area of Integrated Agroecological Production System (SIPA), also known as "Agroecological Farm of Km 47", Seropédica-RJ. The evaluations were carried out by means of physical-chemical analyzes carried out in the wastewater in and out of this treatment unit, measurement of the mass and height production of the vetiver grass, as well as nutritional analyzes of its aerial part. For chemical-physical analyzes, the removal efficiency of oxygen, chemical oxygen demand, ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, Kjeldahl total nitrogen, phosphorus, total suspended solids, turbidity and color were calculated, calculated at 27.12% , 18.27%, 32.41%, 26.92%, 9.12%, 11.43%, 2%, 27.56%, 30.50% and 20.08%, respectively. The nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium exports were quantified for the nutrient analysis of the vetiver grass, all of them in unit kg.t-1 of dry mass, being calculated in 23.73, 5.2, 25 , 43, 2.7 and 1.58. Based on the monitoring carried out over the period in which the work was carried out, it can be concluded that the system of flooding built of subsurface horizontal flow, cultivated with vetiver grass, presented good performance in the treatment of milkwaste residues, highlighting It is also due to the low cost of installation, low maintenance and to be exempt in the consumption of electric energy, being indicated for small and medium units of agricultural systems.

Key words: dairy cattle, biochemical oxygen demand, vetiver grass.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Objetivo	2
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
2.1 Bovinocultura de leite no Brasil	4
2.2 Água residuária proveniente da bovinocultura de leite	5
2.3 O Sistema Alagado Construído (SAC)	7
2.4 Material filtrante do SAC	8
2.5 Micro-organismos	8
2.6 Macrófita a compor o alagado construído	9
2.7 O Capim Vetiver	11
3 MATERIAL E MÉTODOS	13
3.1 Caracterização do local	13
3.2 Caracterização da água residuária produzida nas instalações	13
3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária	14
3.4 Etapas da estação piloto de tratamento	15
3.4.1 Esterqueira	15
3.4.2 Tanque séptico	16
3.4.3 Filtro biológico de brita de fluxo ascendente	18
3.4.4 Filtro de conduíte picado de fluxo descendente	19
3.4.5 Sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver	20
3.5 Monitoramento e avaliação do sistema de alagado construído	23
3.5.1 Análises na água residuária de bovinocultura de leite	24
3.5.2 Análise da produção de massa verde, massa seca e altura da planta	24
3.5.3 Análise nutricional do capim vetiver	25
3.5.4 Análise estatística	25
3.5.4.1 Análise da água residuária	25
3.5.4.2 Análise do capim vetiver	26
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
4.1 Parâmetros de qualidade da água	27
4.1.1 Remoção da carga orgânica do SAC	28
4.1.1.1 Demanda biológica de oxigênio	29
4.1.1.2 Demanda química de oxigênio	30
4.1.2 Remoção de nutrientes do SAC	32
4.1.2.1 Nitrogênio em suas diferentes formulações	32

4.1.2.1.1 Nitrogênio amoniacal	33
4.1.2.1.2 Nitrito	34
4.1.2.1.3 Nitrato	36
4.1.2.1.4 Nitrogênio total Kjeldahl	37
4.1.2.2 Fósforo	39
4.1.3 Outros parâmetros de qualidade	40
4.1.3.1 Sólidos suspensos totais	41
4.1.3.2 Turbidez	42
4.1.3.3 Cor	43
4.1.3.4 Condutividade elétrica	45
4.1.3.5 Oxigênio dissolvido	47
4.1.3.6 Potencial hidrogeniônico	48
4.2 Produção de massa e altura da planta	50
4.2.1 Produção de massa verde	50
4.2.2 Produção de massa seca	54
4.2.3 Altura da planta	55
4.3 Remoção de nutrientes pelo capim vetiver	57
5 CONCLUSÕES	62
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63

1 INTRODUÇÃO

Os indicadores em produção agropecuária realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) revela um avanço na bovinocultura de leite no País, sendo a quantidade total de animais no ano de 2015 equivalente a 21,75 milhões de cabeças, destacando-se a região Sudeste com 34,3% da participação nacional, seguido do Nordeste com 19,8% (IBGE, 2016).

A quantidade de dejetos produzidos diariamente por bovinos de leite é um dos maiores problemas em sistemas de manejo intensivo. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído num desafio para criadores e especialistas, pois envolvem aspectos técnicos, sanitários e econômicos.

Os efluentes orgânicos oriundos de sistemas de produção leiteira confinada, quando lançados num corpo receptor, provocam alterações físicas e químicas nos mananciais, oferecem riscos à saúde pública e ao abastecimento, porque podem estar presentes na água potável elementos patogênicos e/ou tóxicos (SILVA e ROSTON, 2010).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define que as fontes potencial ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e, sempre que possível e adequado, proceder à reutilização. Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas do seu enquadramento (CONAMA, 2011).

Dentre as tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes, o Sistema Alagado Construído (SAC) cultivado com macrófitas aquáticas tem sido apresentado como uma técnica ambiental economicamente viável. Sua principal desvantagem está na maior necessidade de área (Brix, 1993), o que nem sempre é um fator limitante, especialmente no Brasil, país de grandes extensões territoriais. Neste tratamento é utilizado o sistema substrato-planta-microrganismos e a radiação solar como reatores para a depuração dos resíduos.

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, os SACs se tornaram indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é

o caso do Brasil (BRASIL, 2005).

De acordo com Valentim (2003), por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, seu baixo consumo de energia, sua incorporação à paisagem, sua versatilidade e longevidade, os SACs são aplicados no tratamento de diversas águas residuárias.

Nesse sentido, o capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), planta originária da Índia, conhecida mundialmente pela eficiência no controle de erosão, estabilização de encostas e recuperação de áreas degradadas pode ser adotada para compor o Alagado Construído.

O vetiver é uma gramínea perene, com talos eretos que atingem de 0,5 a 1,5 m de altura e folhas relativamente rígidas e compridas. Seu sistema radicular, com numerosas fibras e raízes cilíndricas, é capaz de alcançar 3 m de profundidade e em alguns casos tem-se conseguido raízes até de 5 metros (CAZZUFFI et al., 2006).

Além disso, essa cultura possui alta taxa de crescimento vegetativo, sistema radicular maciço e profundo, caules eretos e rígidos, alta resistência a pragas, doenças e variações de pH, tolerância a inundações e apresenta alta eficiência em absorção de nutrientes dissolvidos, tal como nitrogênio, fósforo e metais pesados em água contaminada.

1.1 Objetivo

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar o desempenho de um Sistema de Alagado Construído cultivado com capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite.

São descritos a seguir os objetivos específicos:

- avaliar a capacidade de redução da carga orgânica, medida em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO);
- avaliar a capacidade de remoção de nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl) no SAC;
- avaliar a capacidade de remoção de fósforo no SAC;
- avaliar o desempenho do SAC, com relação às características físico-químicas (sólidos suspensos totais, turbidez, cor, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial hidrogeniônico);

- avaliar o crescimento do capim vetiver (altura, massa verde e massa seca) cultivado no SAC; e
- avaliar a capacidade de absorção de nutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio) pelo capim vetiver.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Bovinocultura de leite no Brasil

Os indicadores em produção agropecuária realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) revelaram um avanço na bovinocultura de leite no País, sendo a produção total de leite no ano de 2015 equivalente a 35 bilhões de litros, número esse 0,4% inferior quando comparado ao ano de 2014 (IBGE, 2016). Abaixo será exposto a Figura 0 que apresentará a evolução citada anteriormente compreendida entre a data de 1990 à 2015.

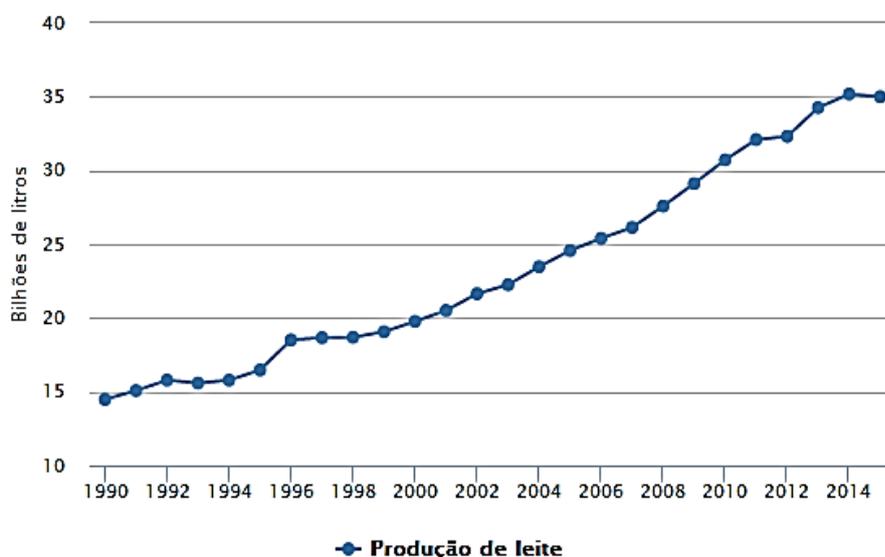


Figura 0. Gráfico expositor da evolução na produção de leite no período compreendido entre 1990 e 2015.

Fonte: IBGE, 2016.

Estudos realizados pela Anualpec (2012), demonstraram a existência de 1,35 milhões de propriedades produtoras de leite no Brasil, número este equivalente a 26% dos 5,2 milhões de estabelecimentos agropecuários. Esses estabelecimentos agropecuários encontram-se em maior concentração na região nordeste do país, já aqueles especificamente leiteiros encontram-se na região Sul.

Desde o início da década de 1990 a produção de leite no Brasil vem sofrendo grandes transformações (Bernardes *et al.*, 2000; Santos, 2001; Vilela, 2004), sendo apontadas como

principais causas a estabilização econômica dos preços no mercado brasileiro e a maior abertura da economia para o mercado internacional (ZOCCAL, 2004).

O Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), através de trabalhos de pesquisa em projeções de longo prazo, compreendida entre 2014 e 2015, estimou crescimento na produção nacional de leite em taxas entre 2,4 e 3,3% ao ano, o que proporcionará uma produção a valores entre 47,5 e 52,7 bilhões de litros no ano de 2025 (MAPA, 2015).

2.2 Água residuária proveniente da bovinocultura de leite

Águas residuárias são aquelas que possuem em sua constituição resíduos de alguma atividade antrópica, podendo trazer prejuízo ao homem e ao meio ambiente quando despejada sem nenhum controle.

As águas residuárias provenientes do manejo de operações com animais, principalmente atividades oriundas da bovinocultura leiteira, apresentam alta concentração de nutrientes e matéria orgânica, resultando na maior demanda de oxigênio para a sua estabilização e na eutrofização de corpos d'água superficiais (SCHAAFSMA, 2000).

Ao se despejar quantidade significativa de material orgânico biodegradável no corpo hídrico, as bactérias aeróbias multiplicam-se utilizando o oxigênio que se encontra dissolvido no meio aquático, reduzindo sua concentração e podendo acarretar na morte por asfixia de peixes e outras espécies aquáticas que necessitam do oxigênio para sobreviver (MATOS, 2005).

O volume de efluente gerado na sala de ordenha é dependente das práticas adotadas pelo produtor (HEALY et al, 2007). Os autores afirmam ainda que em média são gasto 50L de água por vaca por dia, no entanto, esses valores podem ser maiores, caso a propriedade tenha baixo controle no uso da água. O número de vacas ordenhadas e de ordenhas diárias são fatores que interferem diretamente em tal volume.

Segundo Silva e Roston (2010), a produção diária de efluentes orgânicos produzidos por sistemas de confinamento de vacas leiteiras variam entre 9 e 12% do peso vivo dos animais confinados. Esses efluentes, quando comparados com efluentes domésticos, possuem um maior poder de contaminação, conforme valores de concentrações apresentados na Tabela 1.

Na Tabela 1 observam-se os seguintes parâmetros presentes em efluentes de bovinocultura de leite e esgoto doméstico apresentado por diversos autores: demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) no quinto dia a 20°C, demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), fósforo total (PTotal) e sólidos suspensos totais (SST), todos em unidade miligramas por litro (mg.L⁻¹).

Tabela 1. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄), fósforo total (PTotal) e sólido suspenso total (SST) presentes em efluentes de bovinocultura de leite e esgoto doméstico, todos expressos em unidade miligramas por litro (mg.L⁻¹).

Tipos de efluentes	Autores	mg.L ⁻¹					
		DBO _{5,20}	DQO	NTK	N-NH ₄	PTotal	SST
Bovino-cultura de leite	Silva e Roston (2010)	-	-	-	-	-	3585
	Wood et al (2007)	2811	6144	-	366	89,3	6144
	Mumñoz, Drizo e Hession (2006)	1200	-	-	52	44	26
	Newman et al (2000)	2680	-	102	7,8	25,7	1284
	Dunne et al (2005)	2300	-	-	36	15	921
Doméstico	Von Sperling (2005)	350	700	-	30	14	1000

Fonte. Adaptado de Pelissari, 2013.

A produção de vacas leiteiras, principalmente em sistemas intensivos, gera uma grande quantidade de resíduo. A concentração de elementos químicos que uma vaca leiteira libera nas fezes e urina é influenciada pela ingestão desses elementos em sua alimentação. Segundo Pauletti (2004), bovinos com peso médio de 453 kg excretam por dia 23,5 kg de esterco e 9,1 kg de urina. O mesmo autor afirma também que a distribuição dos minerais ingeridos através da alimentação pelas vacas em lactação, 10% desses minerais são aproveitados pelo animal e 90% é eliminado junto a fezes e urinas.

Diante do exposto, o tratamento do resíduo gerado pela produção de vacas leiteiras é de extrema importância. No entanto, cabe ressaltar a necessidade de sistemas de tratamento que

se adequem as condições financeiras do produtor, a localidade que está inserida a produção, que o sistema seja de fácil operação, manutenção e replicação (PELISSARI, 2013).

2.3 O Sistema Alagado Construído (SAC)

O sistema alagado construído (SAC) é um modo de disposição de efluente que utiliza mecanismos físicos, químicos e biológicos, a fim de remover poluentes da água podendo torná-la apta ao despejo no meio ambiente. Os elementos macrófitas aquáticas e meio suporte, onde se alojam os micro-organismos, são os componentes responsáveis pela redução da carga orgânica e remoção de nutrientes, portanto devem ser estudadas suas interações e adaptabilidades à região em que serão utilizadas. O efluente esco horizontalmente por gravidade através do substrato do alagado evitando a proliferação de insetos e emissão de odores, permitindo sua localização próxima a residências de pessoas ou abrigo de animais.

A remoção de poluentes no efluente é possível, pois estes funcionam como nutrientes para as macrófitas aquáticas e bactérias formadoras do biofilme, ocorrendo a ciclagem de nutrientes. As plantas e os micro-organismos são os principais responsáveis pela remoção de nitrogênio, sendo os processos de nitrificação, desnitrificação e mineralização os promotores da remoção de nitrogênio presente no efluente. É possível também a diminuição de micro-organismos patogênicos (SILVA, 2007; PRADO e CABANELLAS, 2008).

Além da absorção e adsorção de poluentes pelos organismos vivos, ocorrem também processos físicos que permite esta diminuição, são eles: sedimentação, filtração de partículas e floculação. A sedimentação consiste na separação de partículas sólidas suspensas com densidade superior a da água, devido à força da gravidade. A filtração remove partículas com densidade próxima a da água ou de tamanho pequeno, que não são removidas por sedimentação, ocorrendo através da passagem do líquido pelo meio filtrante. A floculação consiste na aglomeração de partículas, a partir das forças de atração entre as moléculas, originando partículas de maior tamanho.

As macrófitas aquáticas emergentes são plantas aquáticas em que a parte aérea cresce fora da água e as raízes para dentro, submersamente, fixando-se ao meio suporte. Através de estudos em SAC, a literatura mostra que algumas macrófitas aquáticas emergentes foram utilizadas com sucesso, tendo como exemplo a taboa (*Typha angustifolia*), o junco (*Juncus* spp) e o lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (SOUZA et al, 2010). As raízes fornecem, através

do aerênquima, o oxigênio necessário para as bactérias decompirem a matéria orgânica. As raízes das plantas ajudam a diminuir a turbidez ao remover sólidos suspensos. Segundo Silva (2007), o material adsorvido pelas raízes forma um excelente ecossistema para o desenvolvimento de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica. Os produtos mineralizados por este processo são, em parte, absorvidos pelas plantas para o suprimento da demanda de nutrientes necessários ao seu crescimento.

2.4 Material filtrante do SAC

A utilização do material filtrante, também conhecido como substrato, no SAC é para que o mesmo dê suporte na sustentação das plantas e também para que nele se desenvolva comunidades de micro-organismos capazes de degradar a matéria orgânica. Tais micro-organismos utilizarão o material filtrante como meio suporte para sua fixação.

Segundo a literatura, diversos materiais têm sido utilizados como meio filtrante no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, materiais esses como brita (Silva e Roston, 2010; Wood *et al*, 2007; Mumñoz *et al*, 2006; Mantovi *et al*, 2003 e Nguyen, 2003), areia (Kern e Brettar, 2002) e outros como calcário e solo (HILL, 2003). A escolha do material filtrante está intimamente relacionada a facilidade de obtenção do material no local onde será instalado o SAC, além do seu custo e eficiência na remoção de contaminantes no sistema de tratamento (SAEED e SUN, 2014).

2.5 Micro-organismos

Os micro-organismos nos sistemas de alagados construídos apresentam-se no efluente de forma livre ou aderido a algum sólido que esteja em suspensão. Sua presença também se dá formando biofilmes na superfície do material filtrante e nas raízes das plantas.

O material filtrante deve oferecer condições favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento dos micro-organismos. A argila, por ser uma partícula de menor diâmetro, protege a biomassa microbiana com maior segurança, oferecendo uma grande superfície para sua fixação e melhorando o contato da água residuária com a mesma (TRUU *et al*., 2009).

Segundo Sauer e Kimber (2001), os principais micro-organismos que atuam na degradação de poluentes em SAC são os fungos, protozoários e bactérias que se apresentam

em maior número quando comparado aos anteriores. Estes degradam a matéria orgânica, atuam sobre outros micro-organismos que estejam presentes na água residuária e favorecem processos biogeoquímicos. Acredita-se que as bactérias, aeróbias e anaeróbias, são responsáveis pela maior parte do tratamento das águas residuárias (NSFC, 1998).

A atividade dos micro-organismos em sistemas de alagados construídos decresce de acordo com o aumento da profundidade ou com o afastamento da zona de alimentação. Nguyen (2003), afirmou que a atividade microbiana é 3 vezes maior nos primeiros 10 cm quando comparada às maiores profundidades. Tietz *et al.* (2007) citaram que nos primeiros 20 cm de profundidade do material filtrante, sendo o mesmo de areia, há uma grande remoção de carbono orgânico e que essa remoção é mais acentuada nos primeiros 10 cm.

Em sistemas de alagado construídos de fluxo vertical cultivado com macrófita e possuindo areia como material filtrante, Liang *et al.*, (2003) encontraram 105 unidades de colônias de fungos e 109 de bactérias em um grama do material filtrante a partir de 5 cm de profundidade. Os autores afirmaram ainda que a estratificação da biomassa microbiana possa ser resultado das condições de oxigênio dissolvido no meio, pois estudos realizados não mostraram diferenças no número total de bactérias heterotróficas aeróbias nas diferentes camadas do material filtrante quando o oxigênio estava presente em todo o perfil do sistema de alagado construído.

2.6 Macrófita a compor o alagado construído

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em SAC's, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que em geral se apresentam nos alagados construídos.

As plantas podem exercer diversas funções em um SAC, sendo que as mais facilmente perceptíveis são as físicas como transpiração, resistência ao escoamento e retenção de sólidos. A transpiração promovida pelas plantas, normalmente medida como evapotranspiração, é um importante parâmetro na escolha da espécie a compor o SAC, sendo relevante para as perdas de água e retirada de nutrientes do sistema. Já em relação à resistência ao escoamento e retenção de sólidos no meio suporte, as plantas podem tanto promover a colmatação pelo crescimento de suas raízes que obstruem os poros do leito ou causar a criação de caminhos preferenciais devido a morte de suas raízes (STOTTEMEISTER *et al.*, 2003).

A quantidade de nutrientes que pode ser acumulada na estrutura das plantas depende da espécie adotada, da concentração de nutrientes do afluyente e das condições ambientais como radiação, temperatura e vento, sendo esta capacidade limitada e em função do período do ano (TANNER, 2001).

Segundo Kantawanichkul *et al.* (2012), avaliando a influência na extração de massa de nitrogênio em SAC, estimou-se a remoção entre 6,7% e 16,9% para a espécie do gênero *Cyperus* e de 0,5% a 3,3% para a taboa, demonstrando a influência das plantas na extração de nutrientes no sistema. Acredita-se que os nutrientes incorporados no tecido da planta retornem à solução no meio filtrante como formas mais complexa, caso não seja feito o manejo de poda, que também aumenta o tempo de permanência dos nutrientes no sistema (TANNER, 2001).

Outra função desempenhada pelas plantas está relacionada com alguns micro-organismos, os aeróbios, já que sua presença interfere na degradação de compostos químicos, orgânicos, e ainda favorece ao processo de nitrificação, uma vez que são criadas condições únicas com oxigênio nas regiões próximo ao sistema radicular (BRIX, 1997; STOTTEMEISTER *et al.*, 2003; AHN *et al.*, 2006). Parte desse oxigênio é bombeada pelo sistema radicular e outra parte é adicionada por difusão na troca com o oxigênio atmosférico.

No caso de SAC de escoamento horizontal, Ahn *et al.* (2006) destacaram o reconhecimento que a presença de plantas interfere no potencial redox, criando uma interface óxica-anóxica. É também comum trabalhos que demonstram uma maior variedade de comunidades microbiana nas proximidades da rizosfera (KIM *et al.*, 1999; VACCA *et al.*, 2005).

Com relação à escolha da planta a ser adotada no SAC, esta dependerá de alguns fatores, como as características de operação do sistema, maior ou menor eficiência de absorção de nutrientes, interesse paisagístico, interesse comercial, disponibilidade da espécie e adaptação ao clima e ao meio. Nota-se na literatura a possibilidade de utilização de diferentes espécies, como *Arundo donax*, *Hedychium coronarium*, *Cyperus* sp., *Heliconia rostrata*, *Phragmites australis*, *Cyperus alternifolius* L., entre outras (LANGERGRABER *et al.*, 2003; SARMENTO *et al.*, 2010; YE *et al.*, 2012).

2.7 O Capim Vetiver

O capim vetiver, também conhecido vulgarmente como capim cheiroso ou falso patchuli, é uma gramínea perene, conhecida mundialmente pelo óleo essencial que é extraído de suas raízes e usado na indústria farmacêutica como aromatizante ou fixador de perfume.

Devido suas características morfológicas, durante a década de 1980 o vetiver foi utilizado para a conservação de solo, em campos de agricultura, já na década de 1990 descobriu-se sua capacidade de estabilização de encostas e taludes, e a partir do ano 2000 passou também a ser utilizada em sistemas de tratamento de águas residuária (VIERITZ, 2010).

Por ter sua taxa de crescimento elevada, combinada à sua tolerância a diferentes condições ambientais, sugere-se que o Vetiver seja uma planta indicada para utilização em larga escala no tratamento de efluentes, desde que seja periodicamente manejado, pois a poda não só estimula o crescimento vegetativo, mas também exporta nutrientes (VIERITZ, 2010; TRUONG et al., 2008).

Segundo Srivastava *et al.* (2008) pesquisas tem demonstrado uma enorme capacidade do capim vetiver em remover nitrogênio (N) e fósforo (P) de águas residuárias. Na China este foi utilizado para remoção da poluição de dois rios, sendo após 3 semanas, a eficiência de remoção de P total no rio I de 99,3% e no rio II de 97,3%. A eficiência de remoção de N no rio I, após 4 semanas, foi de 71%, e no rio II, após 5 semanas, foi de 74,2% (ZHENG apud TRUONG, PAUL & HART, BARBARA, 2001).

É estimado que para 1 kg de biomassa seca de brotos, o vetiver consuma 6,86 L.d⁻¹ de água. Se a biomassa do vetiver de 12 semanas, no pico de seu ciclo de crescimento foi de 40,7 t.ha⁻¹, um hectare de vetiver potencialmente usaria 279 m³.ha⁻¹.d⁻¹ de água (TRUONG et al., 2008). Na Austrália, China, México, Tailândia e USA, o vetiver que é cultivado no topo do aterro sanitário, é irrigado com o lixiviado do mesmo como parte do processo de purificação da água.

Com isso, pode-se ressaltar ainda algumas características diferenciais e relevantes na escolha do Vetiver para integrar o sistema de alagado construído: seu sistema radicular fino e maciço pode atingir de 3 a 4 metros de profundidade; possui caules eretos e rígidos; possui alta resistência a pragas, doenças e variações de pH; apresenta tolerância a extremas variações climáticas como secas prolongadas, inundações, submersões e temperaturas extremas de -15°C a 55°C; apresenta alta eficiência de absorção de nutrientes dissolvidos, tal como N e P e

metais pesados de água contaminada; apresenta-se altamente tolerante a alumínio (Al), manganês (Mn) e metais pesados como o arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), selênio (Se) e zinco (Zn) nos solos; possui rápido crescimento vegetativo, característica sua de planta C4; e suas sementes são estéreis restringindo sua propagação apenas através de perfilho ou parte do caule da planta.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização do local

O trabalho foi desenvolvido na área do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecido como “Fazendinha Agroecológica km 47”, sendo resultado de uma parceria ente a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Agrobiologia e a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO – RIO). O SIPA possui uma área total de 59 ha, onde parte dessa área é destinada a experimentação agrícola submetida a práticas agroecológicas, localizando-se no município de Seropédica, pertencente ao estado do Rio de Janeiro e estando há 33 metros de altura com relação ao nível do mar. Suas coordenadas geográficas são 22°48’00’’S de latitude e 43°41’00’’W de longitude. Conforme a classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com verões chuvosos e inverno seco, precipitação média anual ao redor de 1200 mm e temperatura média anual 25,7 °C (ALMEIDA, 2015).

3.2 Caracterização da água residuária produzida nas instalações

Neste trabalho, foi utilizada água residuária de bovinocultura de leite (ARB), obtida do estábulo do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA). A ARB é uma mistura composta por restos de leite, pelo dos animais, restos vegetais que foram oferecidos como alimento, fezes, urina e a água utilizada como meio de transporte da mistura.

A caracterização da ARB foi realizada no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes do Departamento de Engenharia lotado no Instituto de Tecnologia da UFRRJ. No laboratório, seguindo a metodologia do *Standart methods for the examination of water and wastewater* (1995), foram analisados os seguintes parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total kjeldahl (NTK), fósforo, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e potencial hidrogeniônico (pH).

Na Tabela 2 é apresentado valores médios dos parâmetros citados anteriormente, caracterizando a água residuária da primeira etapa da estação piloto de tratamento, a esterqueira.

Tabela 2. Valor médio dos parâmetros analisados da água residuária na esterqueira.

Parâmetro	Valor médio
Demanda biológica de oxigênio (mg.L ⁻¹)	700,0
Demanda química de oxigênio (mg.L ⁻¹)	1820,4
Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)	103,5
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,7
Nitrato (mg.L ⁻¹)	5,6
Nitrogênio total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	100,9
Fósforo (mg.L ⁻¹)	149,3
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	626,0
Turbidez (FTU)	449,2
Cor (PtCo)	8052,7
Condutividade elétrica (dS/m)	2,6
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)	0,5
Potencial hidrogeniônico	6,6

3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária

A estação piloto de tratamento da ARB foi constituída por 5 etapas, são elas: esterqueira, tanque séptico, filtro biológico de brita de fluxo ascendente, filtro de conduíte picado de fluxo descendente e sistema de alagado construído (SAC) cultivado com capim vetiver. A água percorreu a estação piloto no mesmo sentido em que as etapas foram citadas. Na Figura 1 é apresentado um esboço da estação piloto de tratamento.

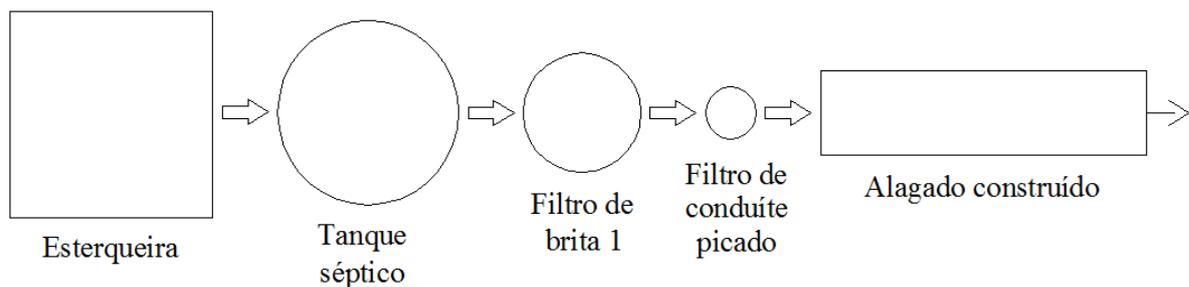


Figura 1. Esquema da estação piloto de tratamento e suas respectivas etapas.

3.4 Etapas da estação piloto de tratamento

Serão descritas as etapas de acordo com que a mesma se apresentou na estação piloto de tratamento, ou seja, mesmo sentido que a água residuária percorreu na estação piloto.

3.4.1 Esterqueira

A esterqueira consistiu-se em um reservatório de concreto com 2,8 m de largura e comprimento por 1 m de altura, essas dimensões proporcionam um volume de 7,8 m³.

A água residuária de bovinocultura de leite chegou por gravidade até a esterqueira através de uma tubulação que recebeu o efluente proveniente da lavagem da sala de ordenha e do curral que estão instalados próximos. Para a etapa subsequente, que é o tanque séptico, a água residuária foi bombeada devido o mesmo apresentar-se em cota superior. A válvula de pé instalada no tubo de sucção da bomba hidráulica estava a 0,25 m do fundo do tanque, como forma de conter o lodo e outros materiais que tenham sido decantados nesta etapa. Ao redor do tubo de sucção foi adaptado uma tela de arame, também para evitar a continuidade de sólidos maiores nas etapas seguintes, Figura 2.



Figura 2. Tela de arame ao redor do tubo de sucção da bomba hidráulica.

A esterqueira teve a função de receber toda a água do processo de lavagem, fazer a separação através da diferença de densidade dos sólidos particulados e também atuar na remoção de substâncias flutuantes.

3.4.2 Tanque séptico

O tanque séptico consistiu em um reservatório de polietileno com capacidade de 10 m³, apresentando as seguintes dimensões: 2,78 m de diâmetro por 1,93 m de altura. Sua alimentação foi realizada com intervalo de tempo de 3 dias, repondo um volume de 1,5 m³. A partir do tanque séptico a água residuária escoava para as etapas seguintes somente pela ação da gravidade, dispensando qualquer outro tipo de energia para sua sequência na estação piloto. Esta passagem para a etapa seguinte foi realizada através de um registro de gaveta instalado na tubulação de saída deste tanque, Figura 3A.

Para controlar o volume de água residuária a passar para as etapas seguintes e de recarga do tanque séptico, foi instalado na face externa do tanque um nível de mangueira transparente, onde sua graduação foi efetuada com intervalos de 0,25 m³. O local da mangueira onde havia as graduações foi envolvido com uma lona para evitar a luminosidade e controlar o desenvolvimento de algas na parede do tubo, o que dificultaria a observação da variação do nível no momento de recarga e saída de água do tanque, Figura 3B.

A passagem da água residuária para as etapas posteriores foi efetuada 2 vezes ao dia, uma na parte da manhã e outra na parte da tarde, totalizando nas duas passagens um volume de 0,5 m³. Esse volume diário ofereceu a esta etapa um tempo para decantação de sólidos de 3 dias ou 72 h. Para a etapa seguinte passava-se apenas a água que se encontrava no terço médio do tanque séptico.

A finalidade do tanque séptico foi melhorar a função da esterqueira separando os sólidos sedimentáveis e flutuantes, remover substâncias que tende a permanecerem na superfície e também provocar uma digestão na água residuária. É importante que seja realizado uma boa remoção de sólidos particulados no início da estação de tratamento devido a possibilidade de colmatação quando se tem filtro biológico fazendo parte de alguma etapa.



Figura 3. Detalhes do tanque séptico. A: registro de gaveta no tubo de saída do tanque séptico. B: nível da mangueira na face externa do tanque e lona envolvendo o local de sua graduação.

3.4.3 Filtro biológico de brita de fluxo ascendente

O filtro biológico de brita de fluxo ascendente foi construído a partir de um reservatório de polietileno com capacidade em volume de 1 m³, Figura 4A. O interior do reservatório foi constituído de um fundo falso, ficando na parte mais baixa, e acima deste a brita 1 (Figura 4B) para que os micro-organismos a utilizem como meio suporte para sua fixação.

O fundo falso foi introduzido como forma de melhorar a mistura da água que estivesse alimentando o filtro biológico, sendo constituído de uma placa metálica inoxidável com várias perfurações de diâmetro igual a 8 mm, apoiado sobre 8 tijolos de concreto deitados e distribuídos ao fundo do filtro. Dentro do fundo falso, para o abastecimento do filtro, foi instalado um quadrado feito com tubo de 32 mm. Neste quadrado foram feitos vários orifícios com 6 mm de diâmetro para a saída da água residuária. O objetivo desta disposição do tubo de abastecimento também foi em melhorar a distribuição e mistura na água de entrada.

Para a saída da água residuária do filtro biológico de brita, foi instalado um tubo de 32 mm a 73 cm da base, possuindo 20 cm de comprimento, sendo o mesmo responsável em controlar o nível da água no filtro. Colocou-se próximo a esse tubo uma contenção de isopor para evitar que flutuantes passassem para a etapa seguinte, Figura 4C.

O fluxo da água residuária nesse filtro é vertical e ascendente, garantindo condições de anaerobiose e que a água que passa por essa etapa percole por todo o meio filtrante, melhorando o contato da mesma com os micro-organismos. O controle do volume diário a passar pelo filtro biológico foi realizado abrindo e fechando o registro de gaveta instalado na saída do tanque séptico, passando por dia 0,5 m³.

O filtro biológico de fluxo ascendente possuía 75 cm de altura, sendo 10 cm a altura do fundo falso, 50 cm a altura do material filtrante e 12 cm a altura da face superior do meio filtrante até a face inferior interna do tubo de saída. A principal função do filtro foi a remoção de matéria orgânica, seja ela particulada ou dissolvida.

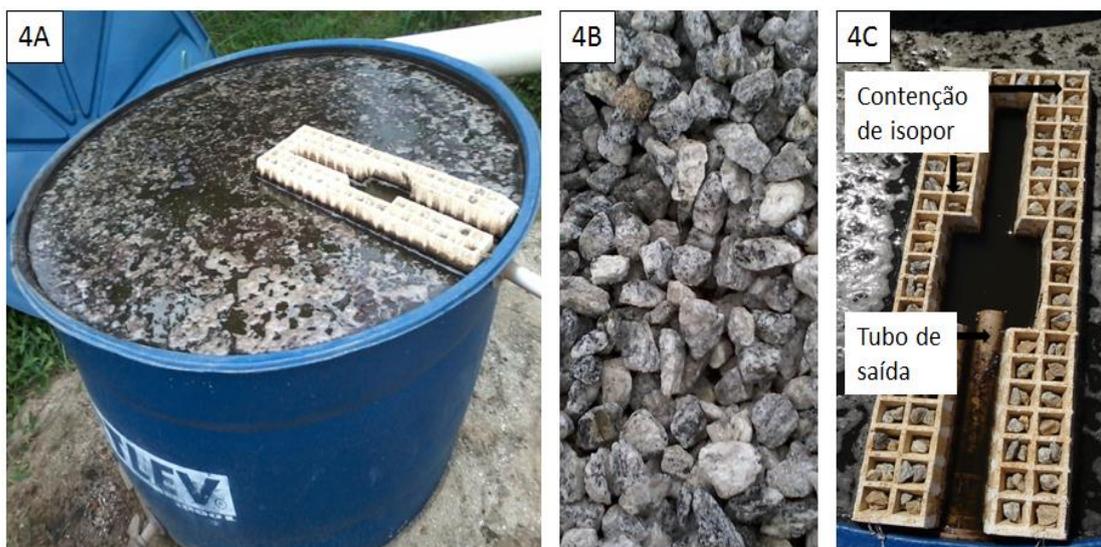


Figura 4. Filtro biológico de brita e algumas particularidades. A: filtro biológico de brita com fluxo ascendente. B: brita 1 utilizada como meio suporte para os micro-organismos. C: detalhe da contenção de isopor no tubo de saída da água residuária.

3.4.4 Filtro de conduíte picado de fluxo descendente

Para a construção deste filtro foi adotado um galão de polietileno (Figura 5A) com capacidade de $0,09 \text{ m}^3$, possuindo $0,4 \text{ m}$ de diâmetro por $0,75 \text{ m}$ de altura. O sentido adotado para o fluxo da água residuária no material filtrante foi vertical descendente passando um volume de $0,5 \text{ m}^3$ por dia.

O material filtrante inserido no galão foi conduíte com $3/4$ polegadas de diâmetro, muito utilizado em instalações elétricas, cortado ao meio e posteriormente picado em diversas angulações com espaçamento aproximado de 1 cm entre corte, Figura 5B. Foi adotado este material filtrante devido suas corrugosidades, o que favoreceu a um aumento de superfície para os micro-organismos poderem se estabelecer, acarretando em acréscimo de suas comunidades e melhoria da eficiência na remoção de contaminantes, principalmente matéria orgânica.

O material filtrante foi colocado entre duas camadas de 5 cm de brita 1, onde a camada inferior tinha a função de melhorar a drenagem do filtro e a superior em manter o material filtrante pressionado evitando seu movimento.

O filtro possuía condição de saturação constante em $0,5 \text{ m}$ a partir de sua base. Essa condição foi oferecida através da tubulação de saída desta etapa, sendo a responsável pelo

controle deste nível, conforme visto na Figura 5A. Nesta mesma figura é apresentada a caixa de passagem divisora de vazão, pois devido a presença de 2 alagados construídos na estação piloto de tratamento, houve a necessidade de instalação desta caixa para que quantidades iguais de água residuária pudessem ser distribuídas simultaneamente entre os alagados. Desta forma, a vazão de $0,5 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ que chegava à caixa de passagem foi dividida por 2, proporcionando um volume de $0,25 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ para cada alagado construído. Neste trabalho foi descrito e analisado somente o alagado construído proposto para esta pesquisa.



Figura 5. A: detalhe do galão de polietileno, tubulação de saída do filtro responsável em manter o galão parcialmente saturado e da caixa de passagem divisora de vazão. B: material filtrante adotado.

3.4.5 Sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver

O sistema de alagado construído (Figura 6) foi implantado aproveitando um desativado canal de concreto que já existia no local. No canal foi construído duas paredes de tijolos no sentido transversal ao seu comprimento como forma de oferecer apoio a manta de impermeabilização que possuía 2 mm de espessura. Esta manta teve a função de cobrir todo o interior do reservatório garantindo que a água residuária não fosse perdida por possível infiltração, Figura 7.

O SAC possuía 4 m de comprimento, sendo sua seção transversal trapezoidal com 0,5 m de base menor, 1,2 m de base maior e 0,35 m de altura, desconsiderando os 0,05 m da camada

de areia posta sobre o material filtrante. Estas medidas proporcionaram a esta etapa uma área superficial de 4,8 m² e um volume de 0,5355 m³, já considerando o índice de vazios do material filtrante.

O material filtrante utilizado no SAC foi brita 1, que apresentou índice de vazios igual a 45 %, medida essa feita no local com auxílio de duas provetas de 1000 mL cada, Figura 8A. Dos 0,4 m de profundidade total, 0,35 m foi constituído pela brita 1 e 0,05 m de areia, onde esta última apresentava-se como uma camada sobre a brita 1 e teve a finalidade de melhorar o estabelecimento da cultura no momento do plantio, diminuição do risco de surgimento de mosquitos, ratos e odores. A camada de areia colocada na superfície do SAC só não foi posta no seu início, em uma faixa de 0,3 m no sentido e abaixo do tubo de alimentação para que a água residuária infiltre com maior facilidade e percole subsuperficialmente até o ponto de saída.

A cultura adotada a ser implantada no SAC foi o capim Vetiver, sendo adquirido suas mudas através de subdivisões de touceiras que já existiam no local de implantação deste trabalho. Após a subdivisão das touceiras foi realizado uma poda como forma de prepará-las para o plantio, sendo realizado já no local definitivo e com espaçamento de 0,2 x 0,2 m, totalizando 114 mudas.

Como forma de alimentar o SAC, instalou-se uma tubulação com 1,20 m de comprimento, possuindo 32 mm, no sentido transversal ao comprimento do SAC, ficando no início do SAC à 0,05 m acima do material filtrante onde não havia a camada de areia, que possuía 11 orifícios de 6 mm de diâmetro cada e espaçados de 0,1 m, figura 8B. Foi adotado esta forma de distribuição da água residuária para que se tenha uma melhor distribuição no abastecimento desta etapa.

O fluxo adotado no SAC foi subsuperficial horizontal, onde a água residuária ao ser distribuída no início do sistema, infiltre no substrato, e percole horizontalmente sem ter contato com a atmosfera, até seu ponto de saída que fica localizado na extremidade oposta. Por dia foi despejado nesta etapa 0,25 m³ de água residuária, oferecendo ao sistema um tempo de detenção hidráulica de 2,142 d ou 51,4 h, obtido através da seguinte equação:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

em que:

TDH = Tempo de detenção hidráulica, d;

V = Volume do SAC, considerando apenas o volume de vazios, m³; e

Q = Vazão a ser tratada, m³.d⁻¹.

Para a saída da água residuária do SAC, foi instalado um tubo na extremidade oposta a entrada, há 0,05 m da base e ficando 0,2 m para dentro do material filtrante. Este tubo, já na parte externa do alagado construído, foi conectado a uma mangueira, devido sua maleabilidade, para que o nível do SAC pudesse ser controlado e mantido a profundidade de 0,35 m, Figura 7.



Figura 6. Sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver.



Figura 7. Detalhe do canal trapezoidal de concreto, da parede perpendicular ao seu comprimento sustentando a manta de impermeabilização e da mangueira controladora de nível.



Figura 8. A: provetas utilizadas para medição do índice de vazios do material filtrante. B: tubo de alimentação do SAC com seus respectivos orifícios de distribuição.

3.5 Monitoramento e avaliação do sistema de alagado construído

O monitoramento e avaliação do sistema de alagado construído se deu por meio de análises físicas e químicas realizadas na água residuária de entrada e saída desta etapa e também com realizações de mensuração de altura e produção de massa pelas plantas, assim como análises nutricionais.

3.5.1 Análises na água residuária de bovinocultura de leite

Para a realização das análises laboratoriais, foram coletadas amostras de água residuária através de garrafas plásticas de 500 ml, sendo em seguida transportadas para o laboratório e dando início as análises. As coletas se deram com intervalos de 15 dias sendo realizada na entrada e saída do SAC (Figura 9) totalizando 2 amostras para cada dia de análise.

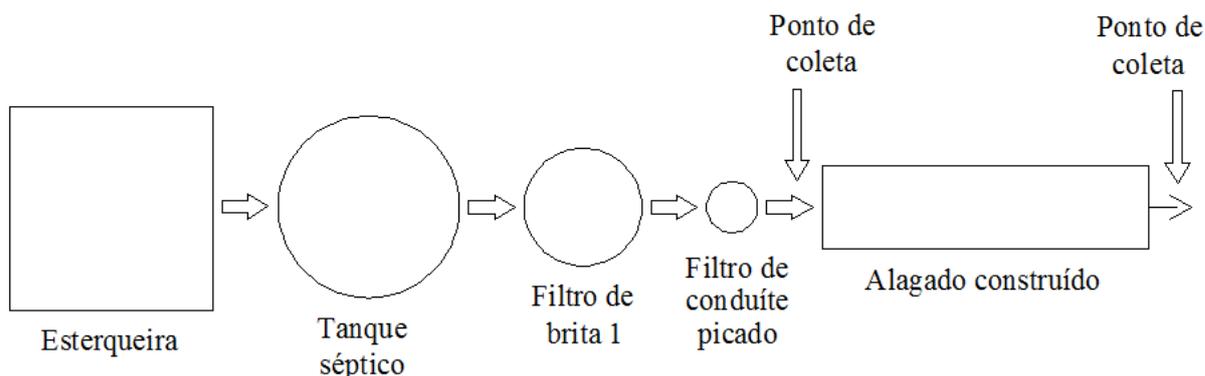


Figura 9. Esquema do sistema de tratamento e pontos de coleta de água para análises.

3.5.2 Análise da produção de massa verde, massa seca e altura da planta

Durante o período de estudo, foi manejado o vetiver com realização de cortes 0,2 m a partir de sua base. Após então, toda a massa verde cortada foi recolhida e colocada em sacolas plásticas para que na sequência pudesse ser mensurada. Após a mensuração de massa verde foi retirado e pesado uma amostra da mesma para que esta fosse conduzida a estufa, permanecendo por 6 dias a 60 °C. Dessa forma fez-se uma nova pesagem obtendo a massa seca produzida pelo capim vetiver.

Entre o terceiro e quarto corte, foi possível observar variações na altura da planta ao longo do comprimento do SAC, dessa forma, foi resolvido no quinto e sexto corte dividir o SAC no seu maior sentido, ficando com quatro blocos de 1 metro de comprimento cada. Após a divisão, escolheu-se aleatoriamente cinco plantas de cada bloco, não incluindo as bordaduras, para que pudessem ser feitas suas pesagens.

Para avaliação de altura, a divisão do SAC em blocos aconteceu não somente no quinto e sexto corte, mas também no quarto, sendo as medições realizadas momentos antes aos cortes com auxílio de uma trena com precisão de 1 mm. Foram escolhidas cinco plantas de

cada bloco aleatoriamente, plantas de bordaduras não foram inclusas, completando 20 amostras no total.

3.5.3 Análise nutricional do capim vetiver

Como forma de monitorar a exportação de nutrientes por meio do capim vetiver, foram coletadas amostras após a realização do primeiro, segundo, quarto, quinto e sexto corte, completando um total de 5 amostras ao final do experimento. Para as coletas, as amostras foram retiradas na sequência a pesagem de massa verde, sendo a mesma amostra utilizada para ser calculada a produção de massa seca.

Após as amostras saírem da estufa e serem pesadas, estas foram conduzidas ao moinho para que pudessem ser fracionadas em partes menores, sendo posteriormente enviadas para o laboratório de análise de tecido vegetal, do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, para que fosse realizada análise nutricional do tecido vegetal. Os nutrientes analisados foram nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca) e magnésio (Mg), totalizando 5 elementos químicos.

3.5.4 Análise estatística

Com o objetivo de conhecer a variabilidade dos resultados obtidos pelo monitoramento do SAC, bem como, das características de desenvolvimento do capim vetiver, avaliou-se por meio de planilhas eletrônicas a dispersão dos dados.

3.5.4.1 Análise da água residuária

Para a avaliação estatística do efeito proporcionado pelo SAC aos parâmetros monitorados relativo à qualidade do efluente, realizou-se no software BioEstat 5.0 a análise do método não paramétrico KRUSKAL WALLIS (KW), como forma de comparar as amostras com tamanho diferente, seguido do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para comparação entre postos médios.

3.5.4.2 Análise do capim vetiver

Na avaliação estatística do efeito da posição das plantas no leito cultivado, utilizou-se o software Sisvar 5.6 para a realização da análise de variância (ANAVA) seguida pelo teste comparativo de médias (TUKEY).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para melhor entendimento destes, os dados coletados durante o experimento foram trabalhados e apresentados em forma de gráficos ou tabela. Os resultados obtidos foram discutidos em etapas à começar pelos parâmetros de água, posteriormente discutiu-se sobre a produção de massa e altura da planta, finalizando com a remoção de nutriente pelo capim vetiver.

4.1 Parâmetros de qualidade da água

Após os resultados das análises laboratoriais, realizados em um total de 19 amostras coletadas entre os dias 24/09/2015 a 30/09/2016, com intervalo médio de 19,2 dias entre as coletas, foi elaborada a Tabela 3 apresentando médias de entrada e saída dos parâmetros analisados e seus respectivos desvios padrões. Nesta mesma Tabela, também é apresentado a eficiência de remoção de cada parâmetro.

Tabela 3. Médias de entrada e saída do sistema de alagado construído de demanda biológica de oxigênio (DBO_{5,20}), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NH₃ - N), nitrito (NO₂⁻ - N), nitrato (NO₃⁻ - N), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo (PO₄⁻³ - P), sólidos suspensos totais (SST) e oxigênio dissolvido (OD), todos em unidade miligramas por litro (mg.L⁻¹), turbidez em unidade de turbidez formazina (FTU), cor em unidade platina-cobalto (PtCo), condutividade elétrica (CE) em unidade decisiemens por metro (dS.m⁻¹) e potencial hidrogeniônico (pH). Nesta também é apresentado a eficiência de remoção média dos parâmetros, em porcentagem (%), e seus respectivos desvios padrões (DP).

Parâmetros	Média	DP	Média	DP	Eficiência (%)
	Entrada		Saída		
DBO _{5,20} (mg.L ⁻¹)	277,81	64,6	202,46	71,84	27,12
DQO (mg.L ⁻¹)	557,76	151,81	455,86	114,98	18,27
NH ₃ - N (mg.L ⁻¹)	161,03	97,07	108,84	50,49	32,41
NO ₂ ⁻ - N (mg.L ⁻¹)	0,26	0,09	0,19	0,12	26,92
NO ₃ ⁻ - N (mg.L ⁻¹)	3,07	0,87	2,79	1,08	9,12
NTK (mg.L ⁻¹)	99,18	34,89	87,84	26,05	11,43
PO ₄ ⁻³ - P (mg.L ⁻¹)	43,34	7,86	42,47	9,52	2,00
SST (mg.L ⁻¹)	58,19	33,87	42,15	37,89	27,56
Turbidez (FTU)	122,58	33,19	85,19	24,64	30,50
Cor (PtCo)	2936,29	652,23	2346,64	797,13	20,08
CE (dS.m ⁻¹)	3,26	1,26	2,87	0,92	-
OD (mg.L ⁻¹)	0,59	0,19	0,75	0,35	-
pH	7,04	0,34	7,03	0,30	-

4.1.1 Remoção da carga orgânica do SAC

A remoção da carga orgânica acontece por meio de mecanismos físicos e biológicos, sendo sua medida de leitura realizada através de dois parâmetros: demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO).

4.1.1.1 Demanda biológica de oxigênio

A Figura 10 exibe no eixo da ordenada a concentração da $DBO_{5,20}$ de entrada e saída da água residuária do SAC na unidade miligramas por litro. $DBO_{5,20}$ significa a fração da matéria orgânica que é degradada biologicamente em um período de 5 dias mantida na incubadora a temperatura média de 20 °C.

É observado redução do parâmetro quando comparado a concentração média de entrada e saída, sendo tais concentrações $277,81 \text{ mg.L}^{-1}$ e $202,46 \text{ mg.L}^{-1}$, representando decaimento de 27,12%. Esta concentração média na entrada proporcionou uma carga de $14,48 \text{ g.m}^{-2}\text{d}^{-1}$ de DBO aplicada ao SAC.

A Tabela 4 apresenta os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de DBO.

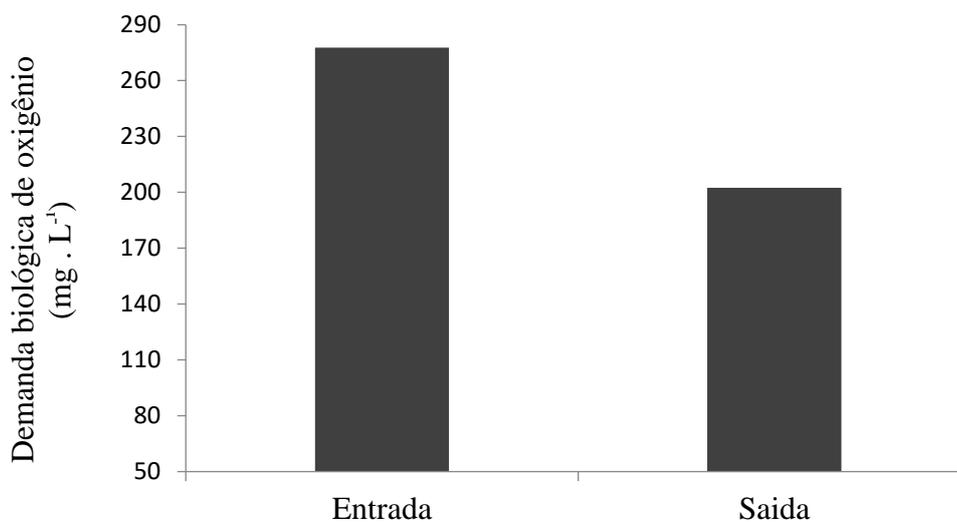


Figura 10. Variação média da demanda biológica de oxigênio quando comparado à água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 4. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para demanda biológica de oxigênio (DBO) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
DBO	5,4939	0,0191	< 0,05

H – valor estatístico de KW; e
 α - nível de significância.

Silva (2013), avaliando o desempenho do SAC de fluxo horizontal subsuperficial cultivado com mini papiro (*cyperus papyrus nanus*), em um período de 13 meses, sendo utilizado brita 2 como meio filtrante a tratar água residuária de bovinocultura de leite no município de Inconfidentes, Sul de Minas Gerais, obteve como resposta 85% na remoção de DBO, onde a carga na entrada foi calculada em 42,30 g.m⁻².d⁻¹ e na saída 6,28 g.m⁻².d⁻¹. Vale ressaltar que o autor considerou a evapotranspiração da cultura na carga da saída, o que proporcionou melhor resultado na eficiência de remoção do parâmetro.

Newman *et al.* (2000), avaliaram a eficiência na remoção de DBO do SAC de fluxo horizontal subsuperficial no tratamento de água residuária de laticínio, obtiveram uma eficiência de 85% quando o SAC foi submetido a uma carga média de 7,3 g.m⁻².d⁻¹ de DBO.

Pelissari (2013), investigou ao longo de 12 meses o uso do SAC de fluxo horizontal subsuperficial, vegetado com macrófita para tratamento do efluente produzido nas instalações de bovinocultura de leite, constatando eficiência média de remoção, em termo de carga, em 81% de DBO.

4.1.1.2 Demanda química de oxigênio

Demanda química de oxigênio caracteriza a fração da matéria orgânica na qual é degradada biologicamente e também aquela com maiores dificuldades de degradação, chamadas de recalcitrantes, sendo mais eficiente a remoção desse parâmetro por tratamentos onde se tem a adição de produtos químicos.

Identifica-se na Figura 11 uma remoção de 18,27% da demanda química de oxigênio ao receber uma carga na entrada do SAC de 29,05 g.m⁻².d⁻¹. A concentração média de DQO na entrada do sistema de alagado construído foi calculada em 557,76 mg.L⁻¹ chegando em sua saída a 455,86 mg.L⁻¹.

A Tabela 5 apresenta os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de DQO.

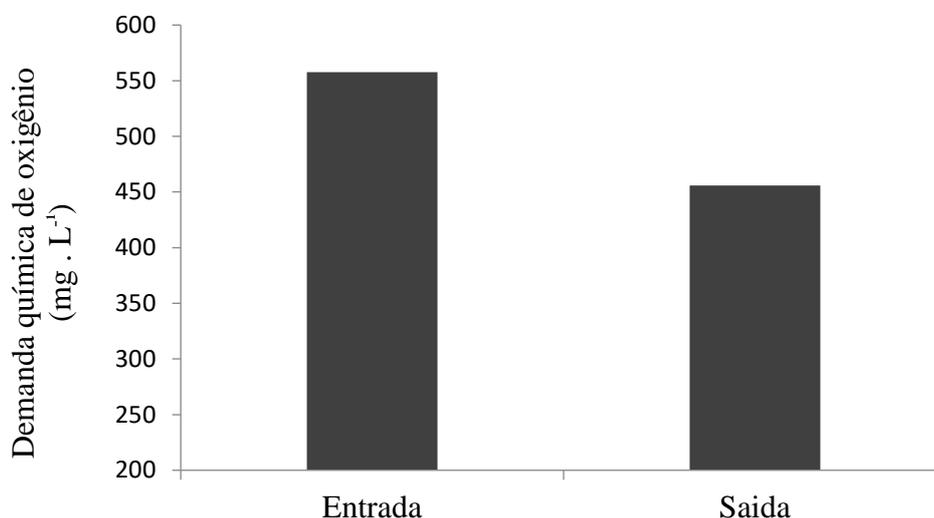


Figura 11. Diferença na concentração média da DQO na água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 5. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para demanda química de oxigênio (DQO) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
DQO	5,2180	0,0224	< 0,05

H - valor estatístico de KW; e
 α - nível de significância.

Conforme experiência descrita por Silva e Roston (2010), trabalhando com tratamento de água residuária de laticínio no sul de Minas Gerais por um período de 9 meses, fazendo uso do SAC de fluxo horizontal subsuperficial onde o meio filtrante utilizado foi brita 2 e a macrófita implantada taboa, conseguiu-se obter uma eficiência média na remoção de DQO em 61%, uma vez que a concentração na entrada do SAC foi calculada em 282 mg.L⁻¹ e na saída em 110 mg.L⁻¹.

Almeida (2015), obteve eficiência média de 35% na remoção de DQO quando analisou o SAC de fluxo horizontal subsuperficial no tratamento de água residuária de bovinocultura

de leite entre os dias 16 de junho e 21 de julho. A autora informou ainda que foi utilizado brita 1 como meio suporte e que as concentrações na entrada e saída foram 987,55 e 645,78 mg.L⁻¹.

Mattos *et al.* (2010), avaliaram o desempenho de 5 SACs de fluxo horizontal subsuperficial por meio do monitoramento em 11 amostras espaçadas com média de 15 dias entre elas. Os SACs tinham o propósito no tratamento de água residuária de suinocultura e possuíam brita 0 como meio filtrante. O SAC1 foi cultivado com taboa, o SAC2 com alternantera, o SAC3 com capim tífton-85, o SAC4 intercalou as 3 culturas anteriores e o SAC5 não foi cultivado atuando como testemunha. Como resposta, os cinco SACs tiveram eficiência de remoção de DQO estatisticamente iguais entre si, sendo a média de remoção calculada em 89% quando os SACs receberam uma carga média na entrada de 59,09 g.m⁻²d⁻¹.

4.1.2 Remoção de nutrientes do SAC

Água residuária de bovinocultura de leite apresenta como característica altas concentrações de nitrogênio e fósforo. Tais elementos químicos quando lançados em corpos hídricos potencializam sua degradação mediante o processo de eutrofização.

4.1.2.1 Nitrogênio em suas diferentes formulações

O nitrogênio pode apresentar-se na massa líquida mediante diferentes formulações, sendo algumas delas o nitrogênio amoniacal (NH₃ – N), nitrito (NO₂⁻ - N), nitrato (NO₃⁻ - N) e nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Estes serão apresentados a seguir conforme a ordem que foram citados.

4.1.2.1.1 Nitrogênio amoniacal

É percebido na Figura 12 uma variação decrescente da concentração de nitrogênio amoniacal, medida na fórmula molecular $\text{NH}_3\text{-N}$, na água de entrada e saída do sistema de alagado construído. De todas as formulações analisadas do nitrogênio, o amoniacal foi quem apresentou maior concentração, uma vez que nitrito e nitrato ocorrem em ambiente oxigenados.

A eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal pelo SAC, calculada durante o período de desenvolvimento do trabalho, foi de 32,41%, representando a maior eficiência de remoção dos parâmetros analisados, como pode ser visto na Tabela 3. A concentração média do nitrogênio amoniacal na água de entrada do SAC foi de $161,03 \text{ mg.L}^{-1}$, reduzindo e chegando a saída em $108,84 \text{ mg.L}^{-1}$. Esta concentração de entrada ofereceu uma carga de $8,39 \text{ g.m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

A diferenciada remoção de nitrogênio amoniacal do SAC pode ser justificada pela injeção de oxigênio, através do capim vetiver, no interior do maciço filtrante, contribuindo para sua oxidação.

Apesar da elevada remoção do parâmetro, os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostram que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de nitrogênio amoniacal (Tabela 6).

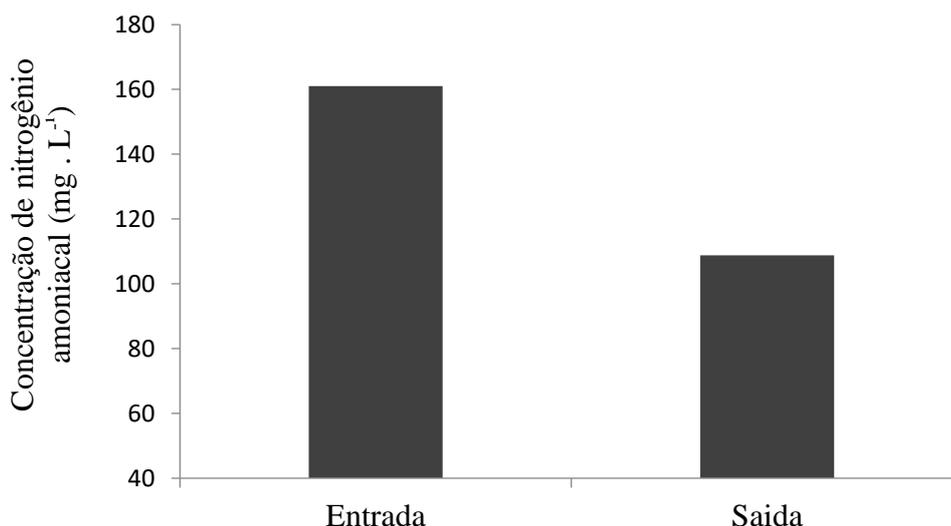


Figura 12. Variação decrescente da concentração média de nitrogênio amoniacal quando comparado à água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 6. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para nitrogênio amoniacal (NH₃-N) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
NH ₃ -N	3,1012	0,0782	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

Lee *et al.* (2004), avaliaram um SAC de fluxo horizontal subsuperficial cultivados com macrófitas no tratamento de água residuária de suinocultura. O trabalho desenvolvido foi segmentado em 3 fases, onde na primeira os autores aplicaram uma carga média de 11 g.m⁻²d⁻¹ de nitrogênio amoniacal, obtendo uma eficiência de remoção em 22%. Na segunda fase, a carga foi acrescida para 22 g.m⁻²d⁻¹ e a eficiência na remoção reduziu para 1%. Para a terceira e última fase, sendo aplicando a menor carga, 6 g.m⁻²d⁻¹, a eficiência de remoção foi de 6%.

El Hafine e El Hamouri (2004), Kaseva (2004) e Souza *et al.* (2001), relataram em seus trabalhos que a incorporação do nitrogênio amoniacal no tecido vegetal das macrófitas foram os mecanismos mais representativos na remoção do parâmetro. Souza *et al.* (2001), trabalhando com dois SAC de fluxo horizontal, sendo um vegetado com junco e outro não vegetado, denominado de controle, constatou que o SAC vegetado obteve melhor eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, 35%, enquanto o não vegetado apenas 17%.

4.1.2.1.2 Nitrito

Como é observado na Figura 13, a concentração média do Nitrito, NO₂⁻ - N, reduziu ao comparar a água de entrada e saída do SAC. Na entrada a concentração foi calculada em 0,26 mg.L⁻¹, reduzindo na saída a 0,19 mg.L⁻¹ e proporcionando uma diminuição equivalente a 26,92%.

A Tabela 7 apresenta os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de nitrito.

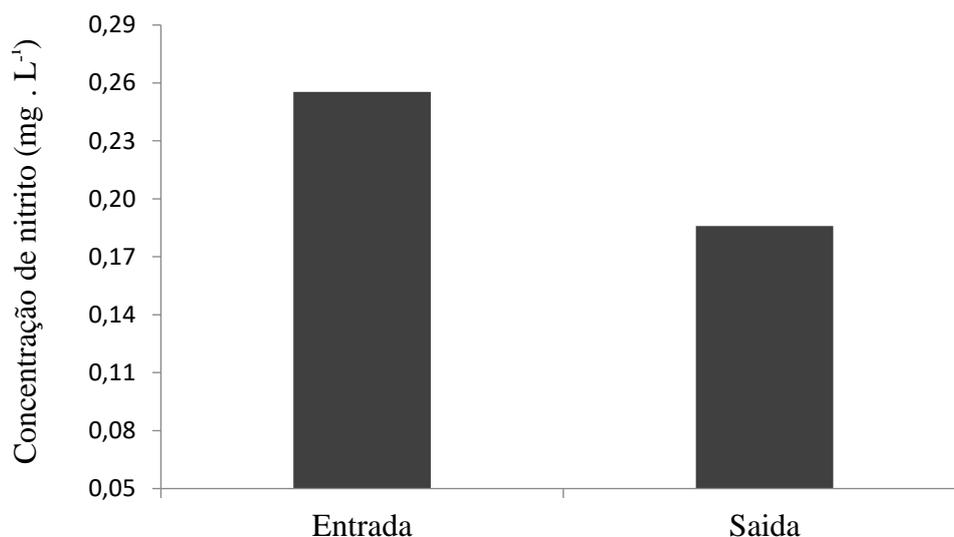


Figura 13. Variação média da concentração de nitrito na água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 7. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para nitrito (NO₂⁻ - N) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
NO ₂ ⁻ - N	6,0340	0,0141	< 0,05

H - valor estatístico de KW; e
 α - nível de significância.

Apesar da remoção do nitrito ter sido significante, este apresentou-se, mesmo na água de entrada do SAC, em baixas concentrações. Segundo Pelissari (2013), o nitrito é um íon que apresenta-se em condições intermediárias de reação, uma vez que é formado na oxidação do amônio a nitrato durante o processo de nitrificação, sendo comum sua baixa concentração em sistemas de alagados construídos.

Almeida (2015) ao desenvolver um trabalho em Seropédica, RJ, entre junho e novembro, tratando água residuária de bovinocultura de leite por meio do SAC de fluxo horizontal subsuperficial, sendo cultivado com arroz e possuindo brita 1 como meio suporte, apontou que a eficiência média na remoção de nitrito é equivalente a 22%, valor esse obtido pela diferença de concentração na entrada e saída do SAC, sendo estas calculadas em 0,18 e 0,14 mg.L⁻¹.

4.1.2.1.3 Nitrito

É evidente, mostrado na Figura 14, a redução da concentração média do nitrato, $\text{NO}_3^- - \text{N}$, quando comparada a água de entrada e saída do SAC. Lembrando que o eixo de ordenada da Figura indica a concentração média em miligramas por litro. A concentração média de nitrato decresceu de $3,07 \text{ mg.L}^{-1}$ no início do SAC para $2,79 \text{ mg.L}^{-1}$ na saída, correspondendo a uma remoção de 9,12% do mesmo.

Na Tabela 8 é apresentado os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de nitrato.

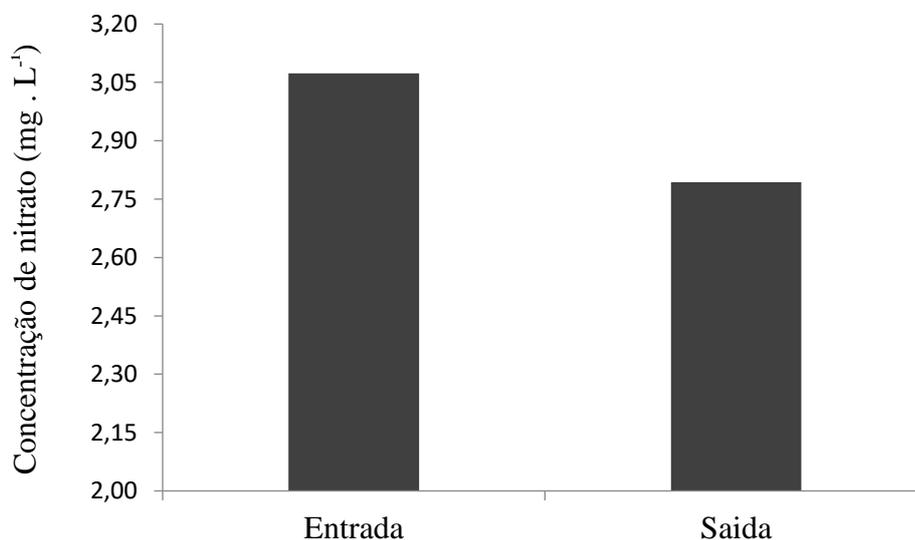


Figura 14. Variação média decrescente da concentração do nitrato quando comparado à água de entrada e saída do SAC.

Tabela 8. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para nitrato ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
$\text{NO}_3^- - \text{N}$	0,9811	0,3219	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

Entre as fórmulas moleculares do nitrogênio analisadas, o nitrato foi a que apresentou menor porcentagem de remoção, mesmo com o pH estando dentro da faixa ideal para o processo de desnitrificação, sendo este um dos meios de remoção do parâmetro.

A desnitrificação ocorre em ambientes com restrição de oxigênio, sendo a parte inferior do SAC mais propícia ao seu processo, onde o nitrato é reduzido a nitrogênio atmosférico (SAEED et al., 2014; KRAUSE, 2006; PHILIPS, 2008). Segundo Kadlec e Wallace (2009), o intervalo de pH no qual as bactérias desnitrificantes apresentam seu melhor desempenho é entre 6,5 e 7,5. Van Haandel e Marais (1999) relataram que a velocidade de desnitrificação reduz-se consideravelmente em condições de pH superior a 8,5 e inferior a 6,0.

Smith *et al.* (2006) alcançaram eficiência média na remoção de nitrato em 94% ao tratar água residuária de bovinocultura de leite, quando a concentração inicial média do parâmetro foi 147 mg.L⁻¹. Mantovi *et al.* (2003), trabalhando com água residuária similar, conseguiram eficiência média de 48,5%, reduzindo a concentração de 64,7 mg.L⁻¹ para 33,3 mg.L⁻¹.

4.1.2.1.4 Nitrogênio total Kjeldahl

A Figura 15 apresenta a variação da concentração média do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) durante o período analisado. Nitrogênio Total Kjeldahl consiste no somatório do nitrogênio orgânico com o amoniacal.

Na entrada do sistema de alagado construído a concentração média de NTK na água foi calculada em 99,18 mg.L⁻¹, decaindo na saída para 87,84 mg.L⁻¹. Essa variação na concentração média da água promoveu uma redução de 11,43% do parâmetro.

É apresentado na Tabela 9 os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de NTK.

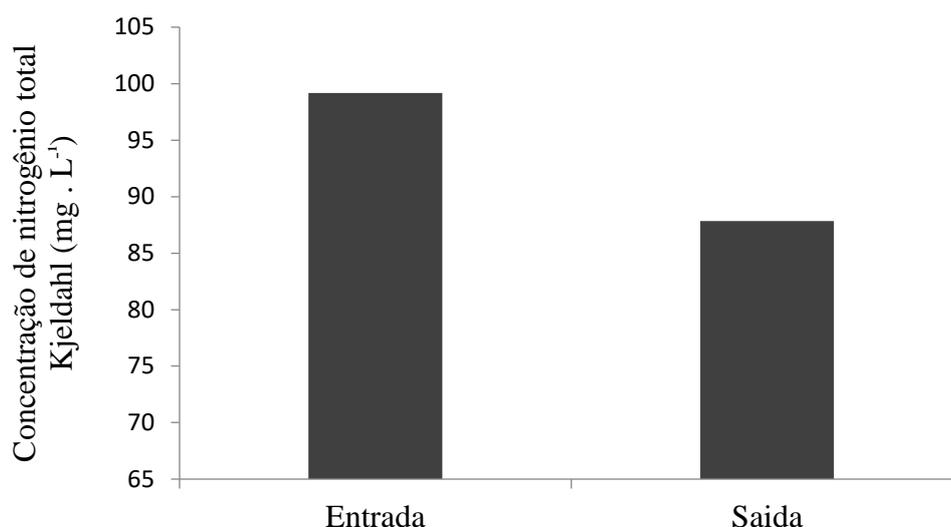


Figura 15. Variação da concentração média de NTK na água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 9. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para nitrogênio total Kjeldahl (NTK) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
NTK	1,5687	0,2104	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

Souza *et al.* (2001), trabalharam com SAC de fluxo horizontal cultivado com junco e alcançaram uma redução de 87% do NTK, atribuindo a redução ao processo de nitrificação e desnitrificação. Pelissari (2013) constatou uma redução de 80% em SAC de fluxo horizontal subsuperficial tratando água residuária de bovinocultura de leite. Almeida (2015), também tratando água residuária de bovinocultura de leite por meio do SAC de fluxo horizontal subsuperficial, conseguiu uma remoção de 17,2% quando a concentração média do NTK na água de entrada era 85,50 mg.L⁻¹.

4.1.2.2 Fósforo

O fósforo, $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$, dentre os parâmetros analisados, é o que apresentou menor porcentagem de remoção no sistema de alagado construído, sendo esta calculada em 2%. Na entrada do SAC, o fósforo apresentou concentração média de $43,34 \text{ mg.L}^{-1}$, reduzindo e chegando na saída a $42,47 \text{ mg.L}^{-1}$.

Verifica-se na Figura 16 a resumida variação da concentração média de fósforo quando comparado a água de entrada e saída do SAC.

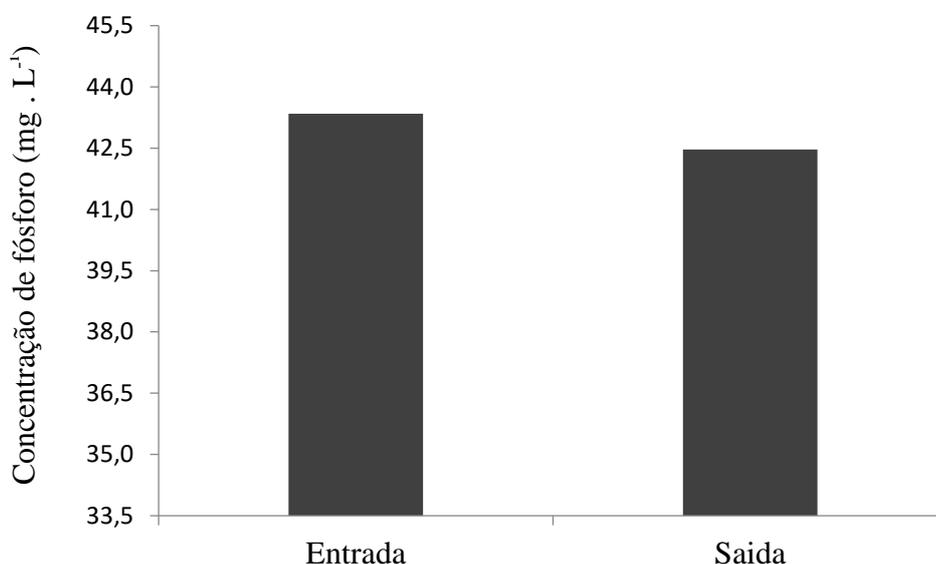


Figura 16. Redução média da concentração do fósforo ao comparar a água residuária de entrada e saída do SAC.

É apresentado na Tabela 10 os resultados referentes as análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de fósforo.

Tabela 10. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para fósforo na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
Fósforo	0,1071	0,7435	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significativa.

Pelissari *et al.* (2013) avaliando o desempenho do SAC de fluxo horizontal subsuperficial cultivado com *Typha Domingensis* (taboa), sendo utilizado areia grossa como meio filtrante, tratando água residuária de bovinocultura leiteira pós tanque de decantação no noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, alcançaram eficiência média na remoção de PO_4^{3-} - P de 35% durante 12 meses de monitoramento.

Silva e Roston (2010) conseguiram remoção média de fósforo em 54,9%, sendo o SAC de fluxo horizontal subsuperficial cultivado com taboa, monitorado durante 9 meses e estando a concentração de entrada e saída há 14,6 e 2,30 mg.L^{-1} . Arias *et al.* (2001) declara que o mais importante meio de remoção do PO_4^{3-} - P no início de operação do SAC são os processos de adsorção e precipitação que acontecem no meio filtrante.

A remoção de fósforo pela planta é considerada importante na exportação deste elemento, dessa forma, é muito importante que a cultura seja levada em consideração no momento da escolha. Matos *et al.* (2009), verificaram que a Taboa e *Alternanthera sp* apresentaram elevada capacidade na extração de fósforo quando comparadas à outras espécies vegetais.

4.1.3 Outros parâmetros de qualidade

No intuito de melhor conhecimento das variações na qualidade da água de entrada e saída do sistema de alagado construído, foram também avaliados os sólidos suspensos totais, turbidez, cor, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial hidrogeniônico.

4.1.3.1 Sólidos suspensos totais

Observa-se na Figura 17 uma redução na concentração média de SST ao comparar a água de entrada e saída do SAC, onde o eixo da ordenada retrata a concentração média do SST durante o período de estudo na unidade miligramas por litro.

Na entrada do SAC, a concentração média de SST foi de 58,19 mg.L⁻¹, provocando um carga diária de 14,55 g. Na saída, a concentração média foi reduzida e calculada em 42,15 mg.L⁻¹, correspondendo a uma variação em porcentagem de remoção de 27,56%.

E exposto na Tabela 11 os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de SST.

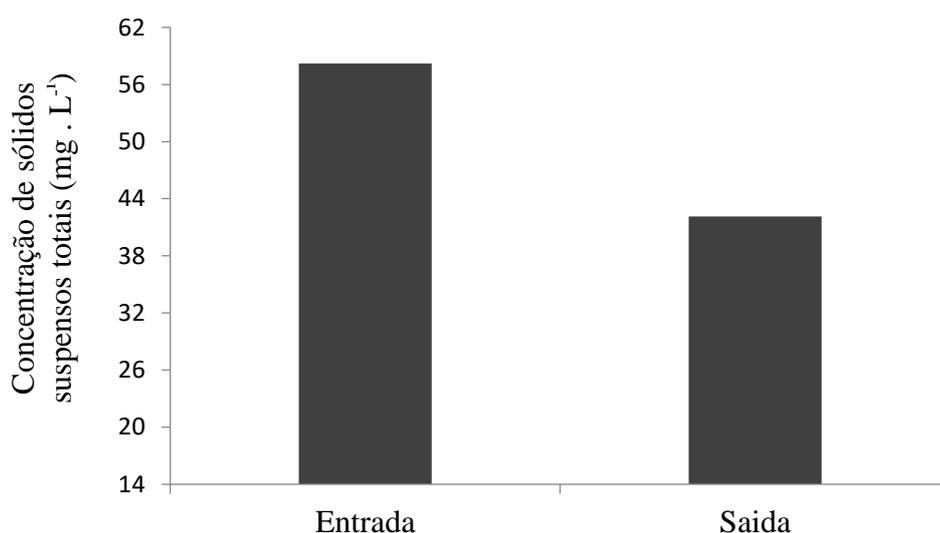


Figura 17. Redução média da concentração dos sólidos suspensos totais ao comparar a água de entrada e saída do SAC.

Tabela 11. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para sólidos suspensos totais (SST) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
SST	0,4720	0,4921	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significativa.

Brasil *et al.* (2005), trabalharam com 4 SACs de fluxo horizontal subsuperficial recebendo aplicação hidráulica constante, possuindo seção retangular e 24 m de comprimento, 1 m de largura e 0,3 m de profundidade, cultivados com taboa e dispendo de brita 0 como meio filtrante a tratar água residuária doméstica oriunda de tanque séptico. Por meio de monitoramento em poços espaçados de 4 metros ao longo do comprimento dos SACs, sendo considerado que a água residuária percole como pistão pelo substrato, o autor constatou que o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 0,8 dia foi suficiente para promover 94,5% na remoção de SST alcançada no TDH 3,8 dias quando os SACs foram submetidos a concentração média de 86 mg.L⁻¹ do parâmetro.

4.1.3.2 Turbidez

A turbidez é um parâmetro que está intimamente relacionada aos sólidos particulados que se encontram em suspensão na massa líquida. Estes sólidos provocam dispersão e absorção dos feixes de luz no momento da leitura que é realizada com o auxílio do equipamento chamado Turbidímetro, acarretando em maiores ou menores valores de turbidez.

Como se pode observar na Figura 18, o eixo da ordenada indica o valor de turbidez e é apresentado na unidade de turbidez formazina (FTU). A Figura mostra um decaimento quando se compara a turbidez média na água de entrada com a de saída do sistema de alagado construído, sendo seus valores calculados em 122,58 FTU e 85,19 FTU, mostrando uma redução de 30,50%, sendo esta a segunda maior porcentagem de remoção entre os parâmetros analisados.

É apresentado na Tabela 12 os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de turbidez.

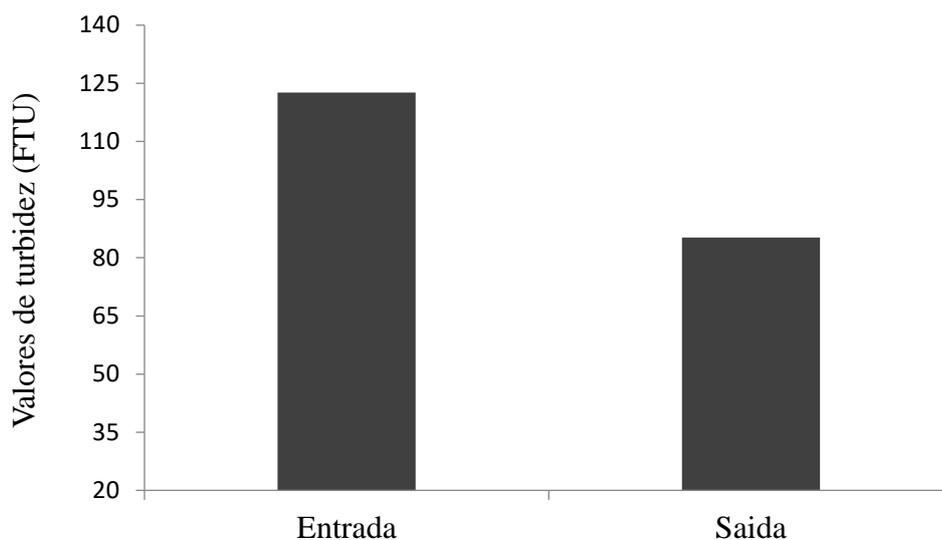


Figura 18. Decaimento médio da turbidez ao comparar a água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 12. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para turbidez na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
Turbidez	18,1932	0,0000	< 0,0001

H - valor estatístico de KW; e
 α - nível de significância.

Almeida (2015) obteve remoção média de turbidez avaliada em 43% quando utilizou brita 1 como meio suporte e implantou a cultura de arroz. Devido à relação com os sólidos particulados em suspensão, a filtração proporcionada pelo substrato e sistema radicular da cultura são as suas principais formas de remoção.

4.1.3.3 Cor

Identifica-se na Figura 19, onde o eixo da ordenada é expresso em unidade de platina-cobalto (PtCo), um decaimento na cor média quando comparada a água de entrada e saída do SAC. Este parâmetro de qualidade indica a quantidade de sólidos que se encontram dissolvido no meio.

Na entrada do SAC a cor média foi calculada em 2936,29 PtCo, reduzindo e chegando a saída com o valor 2346,64 PtCo. Essa variação culminou em uma redução de 20,08% do parâmetro. Conforme Zanella (2008), os parâmetros cor e turbidez estão associados diretamente a questões de aparência, não retratando a qualidade e segurança da água residuária.

Na Tabela 13 é apresentado os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na remoção de cor.

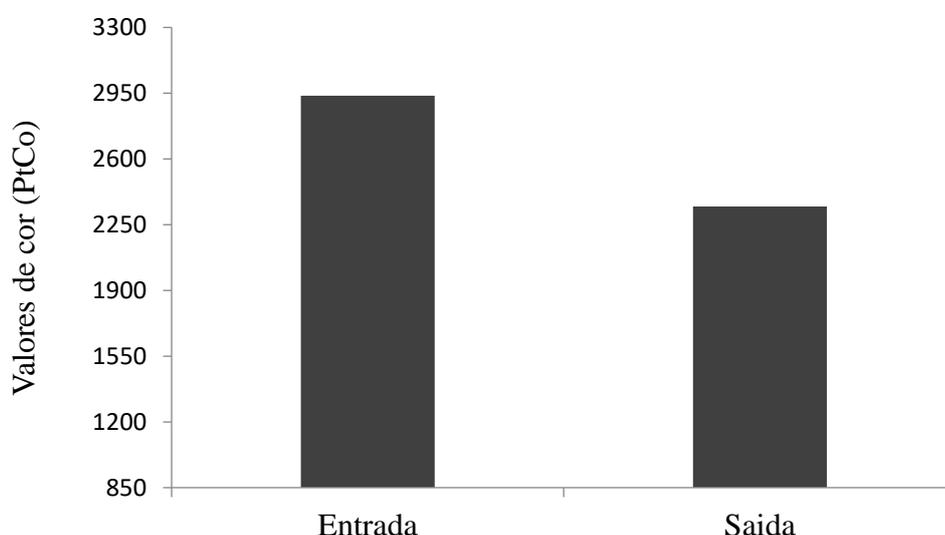


Figura 19. Variação média da cor ao comparar a água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 13. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para o parâmetro cor na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
Cor	4,3166	0,0377	<0,05

H - valor estatístico de KW; e

α - nível de significância.

Oliveira *et al.* (2015), relataram que baixas remoções de cor podem estar relacionado ao tempo de detenção hidráulica, uma vez que para grandes concentrações de sólidos dissolvido o tempo necessário para elevadas remoções é superior a dois dias.

No tratamento de água residuária doméstica de um bairro de Ubatuba, SP, a estação de tratamento composta por um sistema de solos filtrantes e canal cultivado com macrófitas, utilizados como tratamento secundário, alcançou no efluente uma remoção de 73% de cor (SALATI et al., 1999). Almeida (2015), avaliando um SAC ao tratar água residuária de bovinocultura de leite, sendo o mesmo cultivado com arroz e possuindo brita 1 como meio suporte, obteve remoção média de 22,58%, sendo a cor de entrada calculada em 2487,83 PtCo.

4.1.3.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) é uma medida de íons presentes na água, sendo estes cátions e ânions.

Na Figura 20, onde o eixo da ordenada expressa o valor da CE média na unidade decisiemens por metro, percebe-se uma redução do parâmetro na água de saída do sistema de alagado construído quando comparada a água de entrada. Na água de entrada a CE média foi calculada em $3,26 \text{ dS}\cdot\text{m}^{-1}$, decaindo e chegando na saída a $2,87 \text{ dS/m}$, representando uma redução de 11,96% do parâmetro.

Na Tabela 14 é apresentado os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na redução da CE.

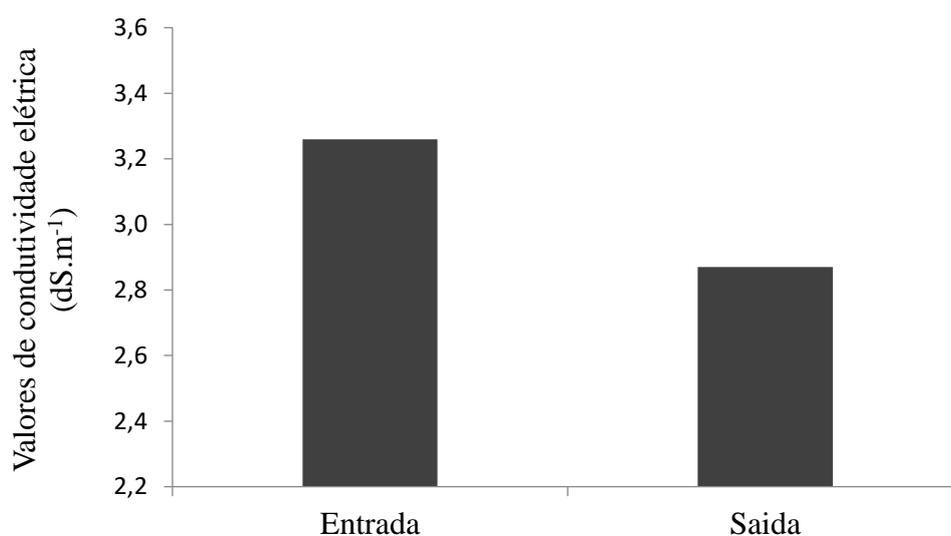


Figura 20. Variação média decrescente da condutividade elétrica ao comparar a água de entrada e saída do SAC.

Tabela 14. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para condutividade elétrica (CE) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
CE	0,3244	0,5690	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

A CE no sistema de alagado construído de fluxo horizontal pode ser removida e incrementada conjuntamente. Segundo Fia (2009), a redução da CE pode ser justificada pela absorção dos íons através das plantas e pela sua precipitação durante o tempo de permanência destes no meio, da mesma maneira que o acréscimo pode ser justificado pela degradação da matéria orgânica resultando em liberação de íons na solução e pela perda de água no processo de evapotranspiração.

4.1.3.5 Oxigênio dissolvido

Ao verificar a Figura 21, na qual o eixo da ordenada expõe a concentração média de oxigênio dissolvido (OD) em unidade miligramas por litro, fica evidente o acréscimo da concentração da molécula no substrato do sistema de alagado construído, quando na água de entrada do SAC a concentração foi calculada em $0,59 \text{ mg.L}^{-1}$ e na de saída $0,75 \text{ mg.L}^{-1}$. Este acréscimo em porcentagem foi equivalente a 27,12%.

Como tratamento secundário, muitos SACs tratando água residuária doméstica tem apresentado acréscimo na concentração de OD durante a passagem do efluente pela unidade de tratamento (HENCH et al., 2003; KASEVA, 2004 e KADLEC et al., 1997).

A Tabela 15 apresenta os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% no acréscimo de OD.

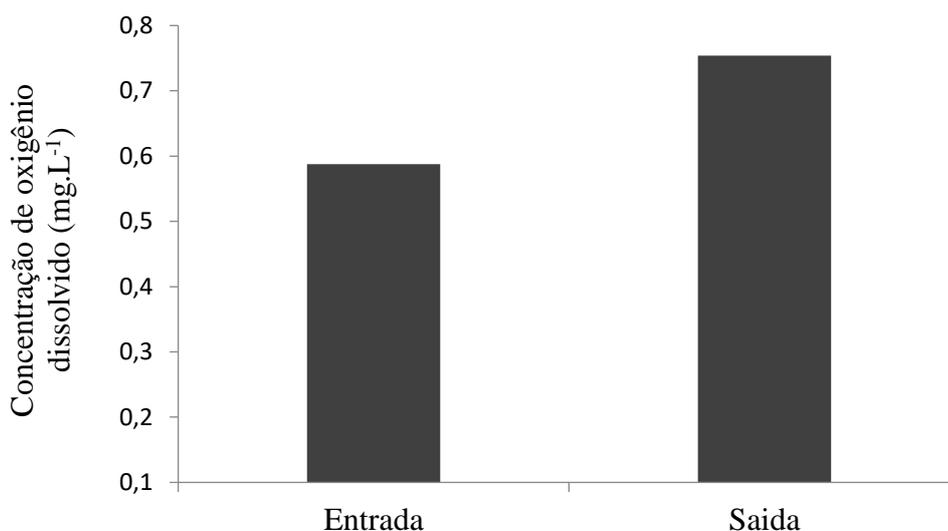


Figura 21. Variação média crescente da concentração de oxigênio dissolvido ao comparar a água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 15. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para oxigênio dissolvido (OD) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
OD	3,3061	0,0690	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

O OD de maneira oposta aos outros parâmetros de qualidade, sua concentração tende a aumentar conforme o melhorar da qualidade do efluente. Em SAC de fluxo subsuperficial, a difusão do oxigênio no substrato é atribuída principalmente a injeção proporcionada pela planta através de seu sistema radicular (TONIATO, 2005).

4.1.3.6 Potencial hidrogeniônico

Como assistido na Figura 22, onde se compara a água de entrada e saída do SAC, o potencial hidrogeniônico (pH) médio apresentou uma pequena variação. Na entrada do SAC o pH médio foi calculado em 7,04, decaindo na água de saída a 7,03 e permanecendo próximo a neutralidade. Este decaimento correspondeu a 0,14% de variação. Silva (2013) trabalhando com SAC cultivado com mini papiro no tratamento de água residuária de bovinocultura leiteira, observou redução do pH de 7,05 para 7,02 ao comparar a água de entrada e saída. Zapparoli (2011) ressaltou que a decomposição das macrófitas presente no SAC é um dos fatores para a redução do pH no meio.

A Tabela 16 apresenta os resultados das análises de KRUSKAL WALLIS e do teste STUDENT NEWMAN KEULS, mostrando que o SAC não proporcionou efeito significativo ao nível de 5% na variação do pH.

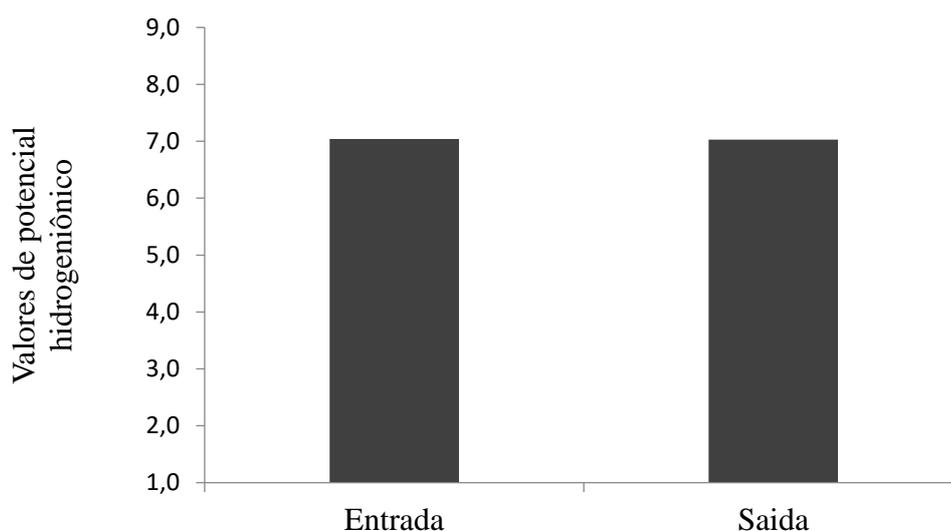


Figura 22. Variação do reduzido decaimento do pH médio ao comparar a água residuária de entrada e saída do SAC.

Tabela 16. Resultados das análises de KRUSKAL WALLIS (KW) e do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para o parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) na água residuária de entrada e saída do SAC.

Parâmetro	KW		t SNK
	H	p(valor)	Diferença Pontos / α
pH	0,0926	0,7609	ns

H - valor estatístico de KW;

α - nível de significância; e

ns - não significante.

De acordo com a CONAMA (2005), o pH do afluente e efluente ficaram dentro dos padrões exigidos para lançamento em corpos hídricos, sendo compreendido entre 5 e 9. Esteves (1998) relatou que o pH é um dos parâmetros de qualidade de água mais importantes a ser analisado, porém um dos mais difíceis de ser interpretado por estar associado a um grande número de fatores que possam influenciá-lo.

Segundo Valentim (2003), os valores de pH no efluente e afluente ficaram dentro da faixa considerado ideal para ocorrência da digestão anaeróbia, 6,8 a 7,2, sendo o principal processo de degradação biológica nos SACs.

4.2 Produção de massa e altura da planta

Durante o experimento foram realizados cortes nas plantas como forma de monitorar sua produção de massa. Segundo Truong *et al.* (2008), a adição de plantas em sistemas de tratamento de águas residuárias é um dos métodos viáveis para se eliminar ou reduzir contaminantes da água.

Abaixo será mostrado a Tabela 17 com informações de data de plantio e corte, dias após o plantio e dias após o corte anterior, como forma de auxiliar no entendimento deste tópico e também do tópico que fala da remoção de nutriente pelo capim vetiver.

Tabela 17. Data de plantio e cortes, dias após o plantio (DAP) e dias após o corte anterior (DACA).

Ação	Data	DAP	DACA
Plantio	14/08/2015	0	-
1º corte	24/11/2015	102	-
2º corte	13/01/2016	152	50
3º corte	13/03/2016	212	60
4º corte	14/05/2016	274	62
5º corte	13/07/2016	334	60
6º corte	12/09/2016	395	61
7º corte	27/01/2017	532	137

4.2.1 Produção de massa verde

Avaliou-se a variação na produção de massa verde do capim vetiver no decorrer dos cortes, sendo sete no total, conforme mostra Figura 23.

No primeiro corte, realizado a 102 dias após o plantio, a produção de massa verde foi 35,4 t.ha⁻¹, aumentando no corte seguinte e chegando a uma produção no terceiro corte de 43,1 t.ha⁻¹. No quarto corte a produção reduziu atingindo o valor mínimo de 9,8 t.ha⁻¹ ao quinto corte. O sexto corte mostrou um pequeno aumento de produção, 10,7 t.ha⁻¹, atingindo um valor ainda maior no sétimo corte, 82,1 t.ha⁻¹. Na Figura 23 é apresentado a produção de

massa verde (MV) do capim vetiver, variando com os dias após o plantio (DAP) no decorrer do período avaliado.

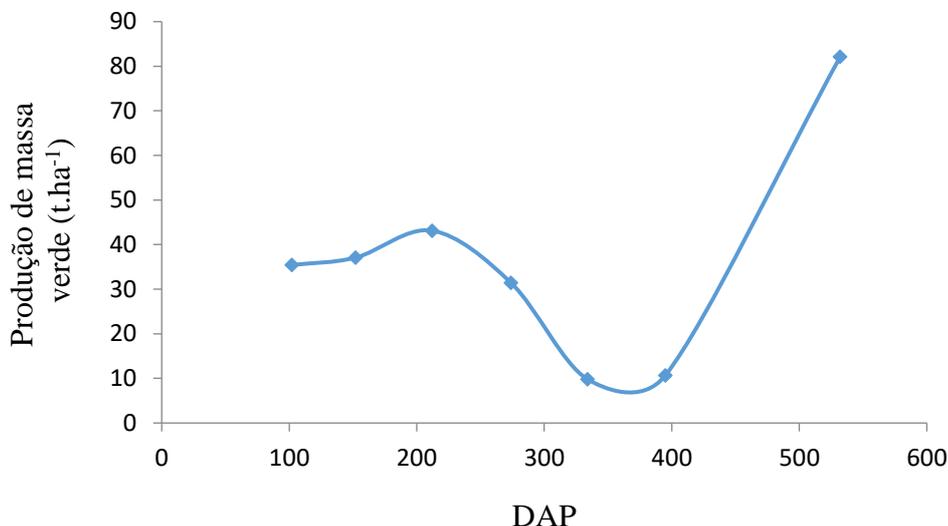


Figura 23. Variação da produção de massa verde, t.ha⁻¹, em função dos dias após o plantio ao longo do desenvolvimento do trabalho.

Verifica-se um indicativo da produção de massa verde do vetiver acompanhar as variações das estações do ano, sendo influenciada neste caso, pela quantidade e intensidade de energia solar e também da temperatura. O primeiro corte aconteceu na primavera, sendo o início da curva exibida na Figura 23. O segundo e terceiro corte aconteceram no verão e mostram aumento na produção de massa verde. O quarto corte aconteceu no outono e o quinto no inverno, sendo decrescente a produção de massa verde do primeiro para o segundo. O sexto corte aconteceu no final do inverno, demonstrando a cultura um leve aumento de produção. No sétimo e último corte, que aconteceu no primeiro terço do verão, a produção de massa voltou a crescer atingindo 82,1 t.ha⁻¹. Lembrando que este último corte foi feito 137 dias após o anterior e os cortes anteriores com 60 dias aproximadamente entre eles.

Santos (2012), trabalhando em Bauru, SP, com SAC de fluxo subsuperficial horizontal cultivado com capim vetiver no tratamento de água residuária doméstica, realizando dois cortes como forma de monitorar a produção de biomassa, sendo o primeiro 146 dias após o plantio, em março, e o segundo 8 meses após o primeiro, em novembro, obteve uma produção média de MV no primeiro corte de 23,7 t.ha⁻¹, aumentando no segundo em 277,2% e chegando a 89,4 t.ha⁻¹.

A massa verde, medida também em blocos, apresentou crescimento da entrada para a saída do SAC, ou seja, maiores produções de massa verde ao final do SAC, como pode ser observado na Figura 24, corroborando com a Tabela 18 onde é apresentado a análise de variância para os efeitos de posição das plantas no SAC com interação das épocas de cortes.

No eixo de ordenada da Figura 24 é indicado a produção de massa verde, em kg, e no eixo da abscissa é indicado os blocos, sendo 1 a entrada e 4 a saída de água residuária no SAC.

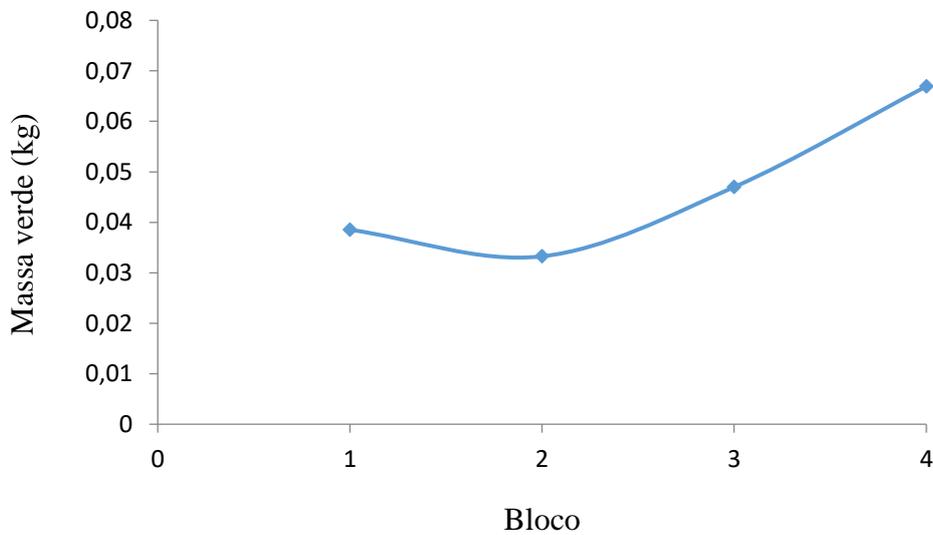


Figura 24. Variação da massa verde, em kg, ao longo dos blocos analisados durante o quinto e sexto corte.

Tabela 18. Resultados da análise de massa verde (MV) avaliada para os efeitos dos blocos e época de corte, por meio de análise de variância (ANAVA) seguida do teste TUKEY para comparação entre as médias obtidas.

		ANAVA (MV x Blocos)		
		Fc	Pr > Fc	CV (%)
		2,113	0,1181	69,32
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco A a		
		Fc	Pr > Fc	
5	0,040 a	0,021	0,8854	
6	0,037 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco B a		
		Fc	Pr > Fc	
5	0,027 a	0,378	0,5428	
6	0,039 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco C a		
		Fc	Pr > Fc	
5	0,046 a	0,01	0,9229	
6	0,048 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco D a		
		Fc	Pr > Fc	
5	0,065 a	0,036	0,8509	
6	0,069 a			

Fc – F calculado;

Pr – probabilidade;

CV (%) – coeficiente de variação em porcentagem;

a - letras iguais não diferem no tratamento;

Corte 5 - corte à 334 dias após o plantio e 60 dias após o corte anterior; e

Corte 6 – corte à 395 dias após o plantio e 61 dias após o corte anterior.

É observado que no segundo bloco, quando comparado ao primeiro, a produção de massa verde reduziu em 13,7%. Em contrapartida, no terceiro bloco a produção cresceu chegando ao valor de 41% na comparação com o bloco anterior. No quarto e último bloco, também comparando ao bloco anterior, a produção de massa verde novamente voltou a crescer alcançando 42,4%.

Santos (2012) trabalhou com três SACs de fluxo subsuperficial horizontal cultivados com capim vetiver no tratando água residuária doméstica, sendo estes divididos em início, meio e fim para avaliação da produção biomassa ao longo do comprimento do SAC. Durante o trabalho foram realizados dois cortes para avaliação, no primeiro todos os SACs

apresentaram maior produção de MV no início e menor no final, sendo o declínio gradual. De acordo com Santos (2012), a maior produtividade de biomassa no início é devido a maiores quantidades de nutrientes disponíveis por ser a zona de entrada da água residuária. No segundo corte, dois SACs apresentaram comportamento semelhante ao primeiro, com maiores produções de MV no início e menores no final, ficando apenas o terceiro SAC com comportamento diferenciado, tendo sua maior produção de MV no meio e menores no início e final.

4.2.2 Produção de massa seca

Identifica-se na Figura 25 que a variação da produção de massa seca (MS), em menores proporções, acompanha a variação da produção de MV no decorrer dos cortes. Tais cortes estão expressos no eixo da abscissa por meio dos dias após o plantio e no eixo da ordenada é apresentada a produção de massa em unidade tonelada por hectare.

No primeiro corte a produção de MS avaliada foi de $8,25 \text{ t.ha}^{-1}$, apresentando um suave declínio no corte seguinte, $8,19 \text{ t.ha}^{-1}$, mas voltando a crescer no terceiro corte atingindo sua maior produção durante o trabalho, $9,83 \text{ t.ha}^{-1}$. O quarto, quinto e sexto corte foram todos decrescentes com produções de $8,48$, $3,43$ e $2,49 \text{ t.ha}^{-1}$.

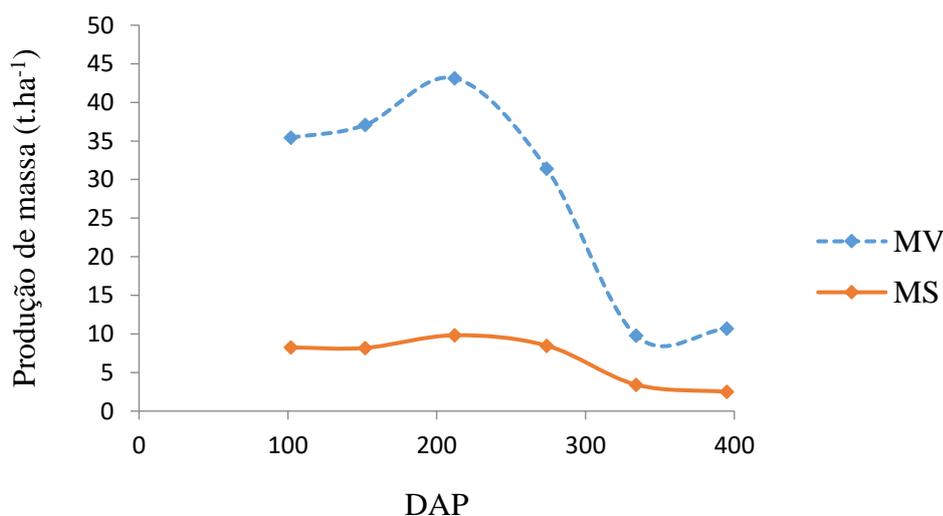


Figura 25. Variação da produção de MS e MV, em t.ha^{-1} , no decorrer do primeiro ao sexto corte.

No trabalho realizado por Jesus (2016) no tratamento de água residuária doméstica, fazendo uso do SAC de escoamento horizontal subsuperficial cultivado com capim vetiver na cidade de Viçosa, MG, realizando 3 cortes no inverno e 3 na primavera como forma de monitorar a produção de MS da cultura, foi constatado uma produção de 2,09 t.ha⁻¹ no inverno e 3,92 t.ha⁻¹ na primavera.

4.2.3 Altura da planta

Fica constatado uma variação na altura do capim vetiver entre os blocos pesquisados, mostrando ser a variação crescente e com maiores alturas ao final do SAC. Este efeito pode ser confirmado a partir da Tabela 19, em que são apresentados os resultados da análise de variância para os efeitos de posição das plantas no SAC com interação das épocas de cortes.

A seguir será apresentado a Figura 26, mostrando o comportamento da altura do capim vetiver ao longo do comprimento do SAC.

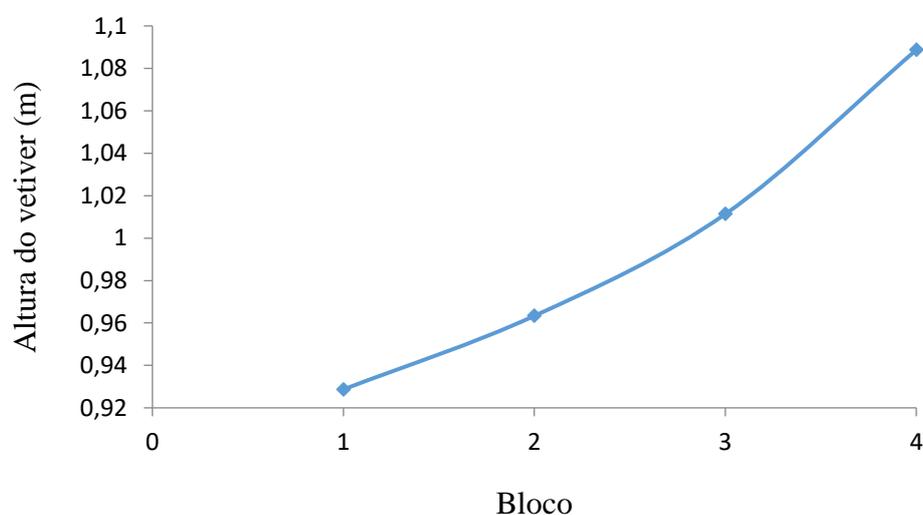


Figura 26. Variação da altura do capim vetiver ao longo do comprimento do SAC analisada no quarto, quinto e sexto corte.

Tabela 19. Resultados da análise de altura das plantas para os efeitos de interação entre os blocos e época de corte, por meio de análise de variância (ANAVA) seguida do teste de TUKEY para comparação entre as médias obtidas.

		ANAVA (Altura x Blocos)		
		Fc	Pr > Fc	CV (%)
		120,439	0,0000	14,31
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco A a		
		Fc	Pr > Fc	
4	1,256 b	20,08 0,0000		
5	0,804 a			
6	0,726 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco B a b		
		Fc	Pr > Fc	
4	1,396 b	34,97 0,0000		
5	0,794 a			
6	0,700 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco C a b		
		Fc	Pr > Fc	
4	1,456 b	36,42 0,0000		
5	0,804 a			
6	0,774 a			
Corte	Médias (TUKEY)	Bloco D b		
		Fc	Pr > Fc	
4	1,494 b	30,65 0,0000		
5	0,928 a			
6	0,844 a			

Fc – F calculado;

Pr – probabilidade;

CV (%) – coeficiente de variação em porcentagem;

a, b - letras iguais não diferem no tratamento;

Corte 4 - corte à 274 dias após o plantio e 62 dias após o corte anterior;

Corte 5 - corte à 334 dias após o plantio e 60 dias após o corte anterior; e

Corte 6 – corte à 395 dias após o plantio e 61 dias após o corte anterior.

No eixo da ordenada são apresentadas as variações de altura que o vetiver obteve no quarto, quinto e sexto corte. No eixo da abscissa apresenta-se os blocos que representam o comprimento do SAC. Entre o bloco 1 e o bloco 4 há um aumento de 0,16 m na altura, iniciando com 0,93 m e alcançando 1,09 m no quarto bloco. O acréscimo na altura é

proporcional ao comprimento do SAC, mostrando melhores resultados, assim como a produção de massa verde, próximo a zona de saída da água.

Abrahão (2006) trabalhando com 10 SACs de escoamento subsuperficial horizontal, utilizando água residuária de laticínio, sendo 5 plantados com capim tifton-85 e 5 plantado com capim elefante, variando entre eles a taxa de carga orgânica na água de entrada em 66, 130, 190, 320 e 570 kg. ha⁻¹d⁻¹ em termos de DBO, constatou ao dividir os SACs em 3 blocos de um metro cada, início, meio e fim, que todos os SACs cultivados com capim elefante e aqueles com capim tifton-85 que receberam carga orgânica de 570 e 320 kg. ha⁻¹d⁻¹, apresentaram aumento gradual na altura das plantas a medida que se aproximavam da zona de saída da água. Já os SACs cultivados com capim tifton-85 que receberam carga orgânica de 66 e 130 kg. ha⁻¹d⁻¹, apresentaram plantas com maiores alturas na entrada e menores no meio e fim, sendo o declínio gradual. O SAC que diferenciou de todos os outros estudados por Abrahão (2006) foi o cultivado com tifton-85 que recebeu o carregamento de 190 kg. ha⁻¹d⁻¹, apresentando maiores plantas no meio do SAC e menores na zona de entrada e saída.

4.3 Remoção de nutrientes pelo capim vetiver

Através dos resultados laboratoriais das amostras, pôde-se acompanhar a exportação dos nutrientes durante o período de desenvolvimento do trabalho. É percebido algumas variações na remoção de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), que foram quantificados no eixo da ordenada da Figura 27, em kg.t⁻¹ de matéria seca (MS). No entanto ao analisar os resultados apresentados na Tabela 20, nota-se que apenas o teor de fósforo apresentou variação significativa devido a posição das plantas no SAC. Embora o nível médio de significância para o teor de potássio não tenha atendido ao rigor do teste estatístico empregado ($\alpha < 5\%$), o mesmo esteve próximo, sendo um dos elementos que mais foram exportados pela planta.

No eixo da abscissa da Figura 27 é apontado os dias após o plantio, que estão correlacionados com os cortes da planta, como pode ser visto na Tabela 17.

A Figura 27 mostra a massa dos elementos citados acima que foram removidas nos cortes do vetiver.

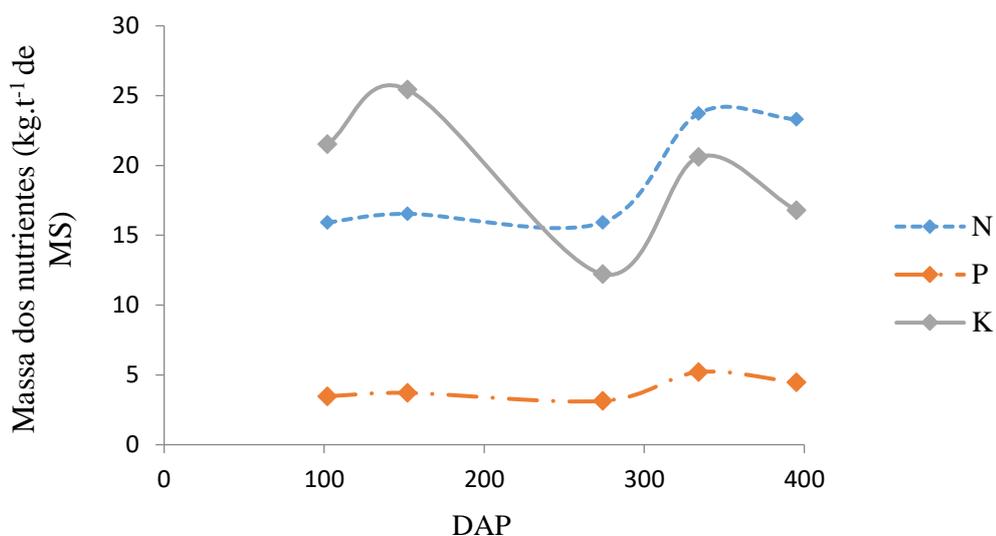


Figura 27. Variação da massa do nitrogênio, fósforo e potássio durante os cinco cortes analisados.

Tabela 20. Resultados da análise de variância (ANAVA) e teste de médias (TUKEY) para efeito da época de corte nos teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) da parte aérea do capim vetiver.

Parâmetro	Fc	ANAVA		Médias (TUKEY / < 0,05)	
		Pr > Fc	CV (%)	Corte 5	Corte 6
N	0,199	0,6708	5,69	2,3725 a	2,3303 a
P	12,142	0,0131	6,11	0,5200 b	0,4473 a
K	4,357	0,0819	13,83	2,06025 a	1,67875 a

Fc – F calculado;

Pr – probabilidade;

CV (%) – coeficiente de variação em porcentagem;

a, b – letras iguais não diferem no tratamento;

Corte 5 - corte à 334 dias após o plantio e 60 dias após o corte anterior; e

Corte 6 - corte à 395 dias após o plantio e 61 dias após o corte anterior.

A remoção do nitrogênio começa com 15,92 kg.t⁻¹ de matéria seca no primeiro corte, apresentando um leve aumento no segundo, 16,54 kg.t⁻¹MS, e diminuindo no quarto corte, voltando ao mesmo 15,92 kg.t⁻¹MS do primeiro, mostrando que a massa removida destes elementos pouco variou até este corte. No quinto corte houve um aumento de 33% na remoção deste elemento quando comparado ao corte anterior, chegando a 23,73 kg.t⁻¹MS. No último corte a extração do nitrogênio foi bem próxima ao corte anterior, com uma leve redução que chegou a 23,30 kg.t⁻¹MS. O aumento no quinto corte pode ter sido influenciado

pela redução de massa verde, que aconteceu neste mesmo período, Figura 28, fazendo com que o nitrogênio fique em maiores concentrações na estrutura da planta, frente a sua necessidade de absorção. Zaparolli (2011), trabalhando também com capim vetiver no tratamento de efluente sintético em Viçosa, MG, ha 684m de altitude, obteve remoção de nitrogênio calculada em $2,5 \text{ kg.t}^{-1}$ de massa seca do capim, quando cultivado em período de 40 dias.

É exposto na Figura 28 a variação da produção de massa verde e também do que foi removido de nitrogênio, fósforo e potássio pelo capim vetiver no momento dos cortes analisados.

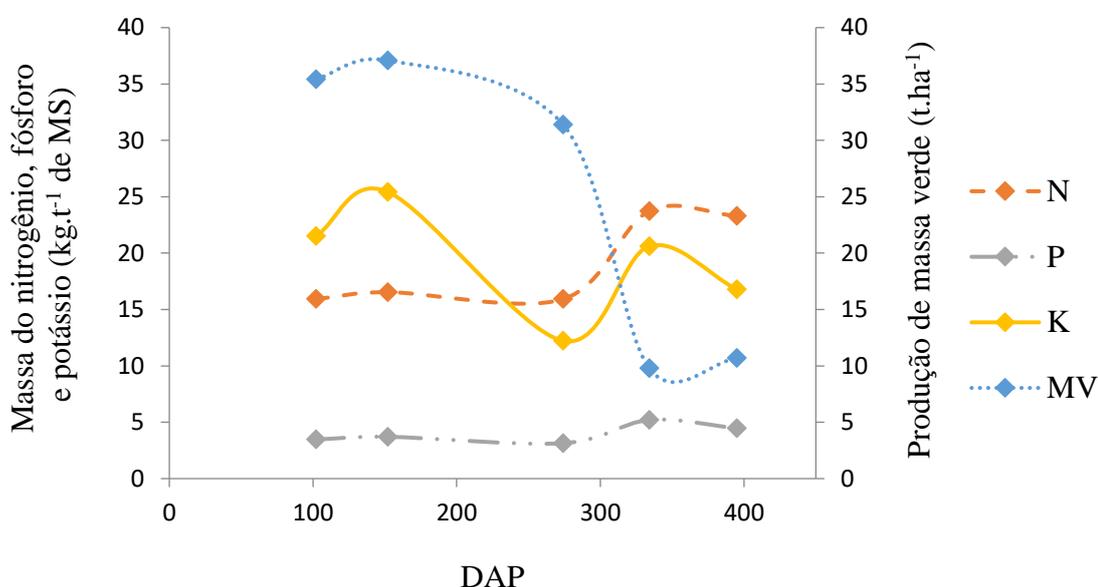


Figura 28. Variações na produção de massa verde e remoção de nitrogênio, fósforo e potássio.

O fósforo, como pode ser visto na Figura 28, apresentou baixa variação em sua exportação ao longo do período avaliado, começando com $3,47 \text{ kg.t}^{-1}\text{MS}$ no primeiro corte e chegando a $4,47 \text{ kg.t}^{-1}\text{MS}$ no último, corroborando a baixa variação com os resultados expostos na Tabela 20 que mostram os resultados da análise de variância e o teste de média ao nível de 5%. Sua menor remoção aconteceu no quarto corte com uma massa de $3,14 \text{ kg.t}^{-1}\text{MS}$, e sua maior foi no quinto com $5,2 \text{ kg.t}^{-1}\text{MS}$.

Alvim *et al.* (1998), Relataram que a frequência de corte na cultura adotada a compor o SAC é um dos fatores que determina a concentração de nutrientes na sua estrutura. Segundo os autores, o corte da parte aérea com maior frequência resulta em menor produtividade de massa seca, no entanto, em maiores concentrações no teor de nutrientes.

Ainda na Figura 28, é percebido inconstância na remoção do potássio em todos os cortes analisados. No primeiro corte, foi removido 21,52 kg.t⁻¹MS do nutriente chegando a 25,43 kg.t⁻¹MS no segundo, sendo este último, o corte do período em estudo de maior exportação. No quarto corte sua exportação reduziu em 52%, quando comparada ao corte analisado anterior, chegando a 12,22 kg.t⁻¹MS, sendo o menor valor removido do elemento químico. Para o quinto corte a exportação do potássio novamente voltou a crescer, atingindo 20,6 kg.t⁻¹MS e reduzindo no último para 16,79 kg.t⁻¹MS. Segundo Gomide (1986), valores de potássio compreendido entre 15 e 20 kg.t⁻¹MS da parte aérea de forrageiras podem ser considerados normais e que valores maiores são indicativos de consumo de luxo do elemento químico.

Cálcio e magnésio apresentaram comportamentos parecidos quando assistido na Figura 29, que mostra ambos possuindo suas maiores reduções no quarto corte aos 274 dias após o plantio.

Cálcio iniciou sua remoção de massa com de 2,46 kg.t⁻¹MS do capim vetiver no primeiro corte, tendo uma pequena contração no segundo sendo representado por 2,45 kg.t⁻¹MS. No quarto corte a remoção do cálcio (Ca) voltou a diminuir chegando a seu menor valor, 2,17 kg.t⁻¹MS, representando uma queda de 11,4% comparado ao segundo corte. No quinto corte, acontecendo sessenta dias após o corte anterior, a remoção do elemento ascendeu a 2,60 kg.t⁻¹MS chegando ao sexto corte com 2,7 kg.t⁻¹MS de massa exportada. No entanto, estatisticamente os teores encontrados, apresentados na Tabela 21, não foram significativamente diferentes nos referidos cortes, efeito este semelhante ao ocorrido para a exportação de magnésio.

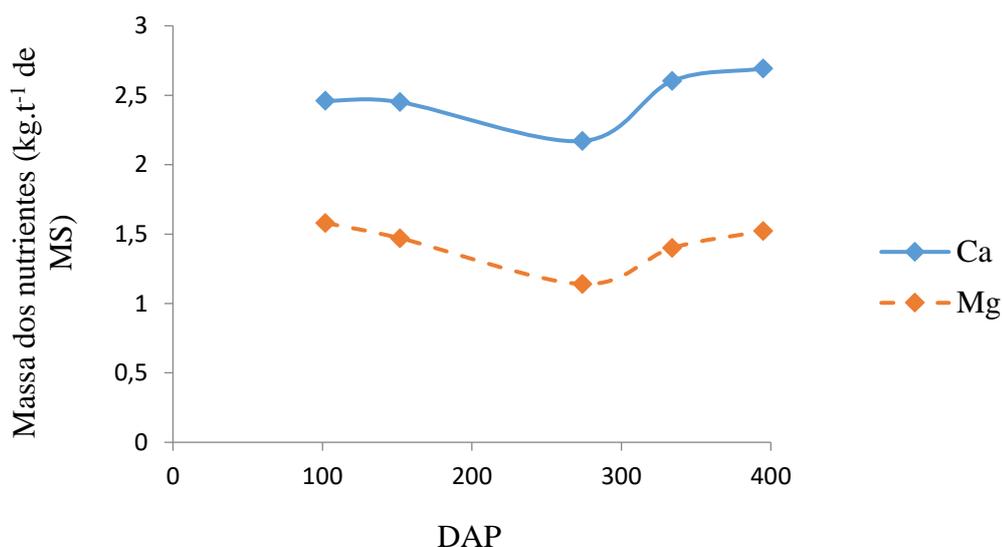


Figura 29. Semelhança no comportamento de remoção de cálcio e magnésio.

Tabela 21. Resultados da análise de variância (ANAVA) e teste de médias (TUKEY) para efeito da época de corte nos teores de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) da parte aérea do capim vetiver.

Parâmetro	Fc	ANAVA		Médias (TUKEY / < 0,05)	
		Pr > Fc	CV (%)	Corte 5	Corte 6
Ca	0,589	0,4721	6,27	0,26025 a	0,26925 a
Mg	2,157	0,1923	8,07	0,1400 a	0,15225 a

Fc - F calculado;

Pr - probabilidade;

CV (%) - coeficiente de variação em porcentagem;

a - letras iguais não diferem no tratamento;

Corte 5 - corte à 334 dias após o plantio e 60 dias após o corte anterior; e

Corte 6 - corte à 395 dias após o plantio e 61 dias após o corte anterior.

O magnésio com o comportamento parecido, iniciou o primeiro corte com 1,58 kg.t⁻¹MS de remoção, reduzindo e chegando a 1,47 kg.t⁻¹MS no segundo. O quarto corte, com o menor valor, atingiu 1,14 kg.t⁻¹MS, aumentando no corte seguinte em 22,8 % e atingindo 1,4 kg.t⁻¹MS no quinto corte. Finalizando a remoção do magnésio (Mg) com o último corte, este novamente voltou a crescer alcançando 1,5 kg.t⁻¹MS de remoção.

5 CONCLUSÕES

Com base no monitoramento realizado ao longo do período em que o trabalho foi desenvolvido, pode-se concluir que:

- o sistema de alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial, cultivado com capim vetiver, apresentou bom desempenho no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, destacando-se também pelo baixo custo de instalação, baixa manutenção e ser isento no consumo de energia elétrica, sendo indicado para pequenas e médias unidades de sistemas agrícolas;

- o SAC apresentou satisfatória capacidade na redução da demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio;

- o SAC apresentou satisfatória capacidade na remoção de nitrogênio, principalmente por uma boa remoção do nitrogênio amoniacal, sendo este a forma mais tóxica para os cultivos;

- o SAC apresentou baixo desempenho na capacidade de remoção de fósforo;

- as características físico-químicas, o SAC apresentou desempenho satisfatório na remoção de sólidos suspensos totais e turbidez, porém desempenho regular na remoção de cor. A condutividade elétrica teve uma redução regular, o oxigênio dissolvido elevou-se no meio filtrante e o potencial hidrogeniônico praticamente não teve alteração significativa;

- o capim vetiver apresentou sua maior produção de massa verde no 7º corte, equivalente a 82,1 t.ha⁻¹, e quando a produção de massa verde foi medida em blocos, a maior delas foi constatada na zona de saída. Para massa seca, a maior produção alcançada foi no 3º corte, chegando a 9,83 t.ha⁻¹. Na avaliação da altura do vetiver, esta foi crescente da zona de entrada para a zona de saída; e

- o capim vetiver absorveu com eficiência os elementos analisados, com destaque ao potássio no segundo corte, sendo absorvido 25,43 kg.t⁻¹MS do elemento químico.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, S. S. Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. Minas Gerais: Viçosa, 2006. 110 p. (Tese de doutorado).

AHN, C.; GILLEVET, P.M.; SIKAROODI, M. Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading, *Ecological Indicators*, v.7, n. 4, p. 852-863, 2006.

ALMEIDA, G. V. **Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando leitões cultivados**. Rio de Janeiro: UFRRJ. 70p. 2015. (Dissertação de Mestrado).

ALVIM, M. J.; BOTREL, M. A.; MARTINS, C. E.; CÓSER, A. C.; REZENDE, R.; VILELA, D. Efeitos de doses de N e de intervalo entre cortes sobre a produção de matéria seca e teor de proteína bruta do tífton 85. In: Reunião anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia. n 35, Anais, Botucatu, P. 492-494. 1998.

AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – **Standart methods for the examination of water and wastewater**. New York. APHA, WWA, WPCR, 19ª ed., 1995.

ANUALPEC. **Anuário da pecuária brasileira**. Agra FNP Pesquisas Ltda. 224p. 2012.

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, 2001.

BERNARDES, P. R.; NETTO, V. N.; MUSTEFAGA, P. S. 2000 é o ano da virada para a pecuária de leite. In: CONGRESSO NACIONAL DE LATICÍNIOS, 17, 2000, Juiz de Fora. **Perspectivas e avanços em laticínios**: anais. Juiz de Fora: EPAMIG, 2000. p. 29-53.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, Campina Grande, v. 9, (Suplemento), p. 133-137, 2005.

BRASIL, M. S. Desempenho de sistema alagado construído para tratamento esgoto doméstico. Viçosa: UFV, 2005. 160p. (Tese de Doutorado).

BRIX, H. Wastewater treatment in Constructed Wetlands: System Design, Removal Processes, and Treatment Performance. In: MOSHIRI, G.A. (ed.) Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993.

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

CAZZUFFI, D.; CORNEO, A.; CRIPPA, E. Slope stabilisation by perennial “gramineae”. In Southern Italy: plant growth and temporal performance. *Geotechnical and Geological Engineering, Italy*, n. 24, p. 429-447, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.

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

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 Wetlands System for Water Pollution Control. Proceedings. Avignon, France. p. 141-145, 2004.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2^a ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos**. Viçosa: UFV. 160p. 2009. (Tese de doutorado).

GOMIDE, J. A. Adubação fosfatada e potássica de plantas forrageiras. In: PEIXOTO, A. M.; MOURA, J. C.; FARIA, V. P. (eds.). **Pastagens**: fundamentos da exploração racional. Piracicaba: FEALQ, p.155-164. 1986.

HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermitente 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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estatística da produção pecuária. Indicadores IBGE. 2016.

JESUS, F. L. F. Desempenho e influência dos capins tífton-85 (*Cynodon sp.*) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos. Minas Gerais: Viçosa, 2016. 95 p. (Dissertação de mestrado).

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2 th ed. 2009. P. 1016.

KANTAWANICHKUL, S.; SATTAYAPANICH, S.; VAN DIENT, F. Treatment of domestic wastewater by a subsurface vertical flow constructed wetland system planted with umbrella sedge and vetiver grass In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 13, 2012. Perth, Australia. Proceedings... Perth: IWA, 2012.

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.

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.

KIM, J.; SAKAI, M.; HOSODA, A.; MATSUGUCHI, T. Application of DGGE analysis to the study of bacterial community structure in plant roots and in non rhizosphere soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* v. 45, p. 493–497, 1999.

KRAUSE, L.G.T. **Influência das relações DQO/n e S0/X0 na atividade de microrganismos desnitrificantes**. Florianópolis: UFSC. 108p. 2006. (Dissertação de mestrado).

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

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 wetlands system. **Ecological engineering**, v. 21, p. 191-195, 2003.

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRE, E.; TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S. 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. Tratamento de resíduos agroindustriais. In: Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Universidade Federal de Viçosa, maio de 2005.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Revista ambiental & água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiental & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Projeções do agronegócio a longo prazo. Brasil 2014/15 a 2024/25. Assessoria de Gestão Estratégica. 2015. 108p.

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. **Biotecnology Advance**, v.22, p.93-117, 2003.

NSFC (1998). "Constructed wetlands: A natural Treatment Alternative". National Small Flows Clearinghouse. Pipeline, Summer, 9(3). Disponível em: <http://www.co.boulder>.

OLIVEIRA, D. M. C.; PERALTA, A. H.; CARDOSO, M. L.; CONSTIZI, R. N. Tratamento de água cinza através de um sistema alagado construído. **Revista Hipótese**, Itapetininga, v. 1, n. 2, p. 48-64, 2015.

PAULETTI, V. **Nutrientes: teores e interpretações**, Castro-Pr, 2004. 86p.

PELISSARI, C. Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial. Santa Maria: UFSM, 2013. 139p. (Dissertação de Mestrado).

PHILIPS, A.M.L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. Florianópolis: UFSC. 194p. 2008. (Tese de doutorado).

PRADO, M. C.; CABANELLAS, C. F. G. Eficiência do sistema alagado construído no tratamento de efluentes de laticínios sem relação a ultra filtração e filtro biológico. I Jornada Científica e VI FIPA do CEFET Bambuí/MG – 2008.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v.112, p.429-448. 2014.

SALATI, F. E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**. v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANTOS, F. A. P. Sistemas de produção de leite utilizando pastagens. In: MARTINS, C. E.; ALENCAR, C. A. B.; BRESSAN, M. **Sustentabilidade na produção de leite no leste mineiro**. Juiz de Fora: CNPGL, 2001.p. 53-67.

SANTOS, L. M. Avaliação do desenvolvimento e da eficiência do capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos. São Paulo: UNESP. 65p. 2012. (Dissertação de Mestrado).

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS A. T. Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Veneza, Italia. Proceedings... Veneza: IWA, 2010.

SAUER, P. A.; KIMBER, A. "Technical assessment of constructed wetlands for wastewater treatment in Iowa". IOWA Associate of Municipal Utilites. United States, 2001.

SCHAAFSMA, J. 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.

SILVA, M. E. Sistemas naturais para tratamento de resíduos líquidos de bovinocultura de leite. São Paulo: UNICAMP, 2013. 143 p. (Tese de doutorado).

SILVA, M. E.; ROSTON, M. D. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguida de leitos cultivados. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.67-73, 2010.

SILVA, S. C. “Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. Brasília: UnB, 2007. 205 p. (Tese de Doutorado).

SMITH, E.; GORDON, R.; MADANI, A.; STRATTON, G. Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada. *Wetlands*, v. 26, n. 2, p. 349-357, 2006.

SOUZA, J. A. R.; FERREIRA, P. A.; MATOS, A. T.; MOREIRA, D. A. Nutrição de tomateiro fertirrigado com água residuária da suinocultura. *Revista Engenharia na Agricultura*, Viçosa, v.18 n.1, 30-39, 2010.

SOUZA, J. T.; 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. ABES, 2001.

SRIVASTAVA, J; KAYASTHA, S; JAMIL, S; SRIVASTAVA, V. Environmental perspectives of *Vetiveria Zizanioides (L.) Nash*. *Acta Physiol Plant*, P. 413-417, 2008.

STOTTEMEISTER, U.; WIEBNER A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-11, 2003.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, v.44, n.11-12, p.9-17, 2001.

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

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil**. Rio de Janeiro: Escola nacional de saúde pública. Fundação Oswaldo Cruz. 95p. 2005. (Dissertação de mestrado).

TRUONG, PAUL; VAN, TRAN TAN; PINNERS, ELISE. **Sistema de aplicação Vetiver: manual de referência técnica**. 2ª Edição. ed. [S.l.]: Rede Internacional de Vetiver, 2008.

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

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KA"STNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot scale constructed wetlands. *Water Res.* v. 39, p. 1361–1373, 2005.

VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Campinas: UNICAMP, 2003. 210p. (Tese de doutorado).

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento para o sistema de lodo ativado. Teorias e aplicações para projetos e operações**. Epgraf. 472 p. 1999.

VIERITZ, A. **Modelling Monto Vetiver Growth and Nutrient Uptake**. Department of Natural Resources and Mines. Queensland, p. 87-99. 2010.

VILELA, D. Cadeia produtiva de bovinos de leite e estratégias para a produção sustentável. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 41, 2004, Campo Grande. **A produção animal e a segurança alimentar: anais**. Campo Grande: CNPQC/SBZ, 2004. p. 213-227.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

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.

YE, J.; WANG, L.; LI, D.; HAN, W.; YE, C. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 41, p. 8-12, 2012.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Campinas: UNICAMP, 2008, 189 p. (Tese de doutorado).

ZAPAROLLI, B. R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. Universidade federal de Viçosa. 81 p. 2011. (Dissertação de mestrado).

ZHENG apud TRUONG, PAUL & HART, BARBARA. Vetiver system for wastewater treatment. In: *Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin*, 2001.

ZOCCAL, R. **O AGRONEGÓCIO DO LEITE: ANÁLISE E PERSPECTIVAS**. In: Congresso Brasileiro de Economia e Sociologia Rural, 2004, Cuiabá, MT. Anais de 43º Congresso SOBER. Juiz de Fora: Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural, 2004. p. 255.