

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

DISSERTAÇÃO

**Tratamento de Água Residuária de Bovinocultura de
Leite, Utilizando Leitos Cultivados**

Gilda Vieira de Almeida

2016



**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 LEITOS CULTIVADOS**

GILDA VIEIRA DE ALMEIDA

Sob a Orientação do Professor
Leonardo Duarte Batista da Silva

e Co-orientação dos Professores
Alexandre Lioi Nascentes
Camila Ferreira de Pinho

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, Área de Concentração: Sistemas Agrícolas.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2016

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

A447t Almeida, Gilda Vieira , 1991-
Tratamento de água residual de bovinocultura de
leite, utilizando leitões cultivados / Gilda Vieira
Almeida. - 2016.
66 f.: il.

Orientador: Leonardo Duarte Batista Silva.
Coorientador: Alexandre Lioi Nascentes.
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal
Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-graduação em
Engenharia Agrícola e Ambiental, 2016.

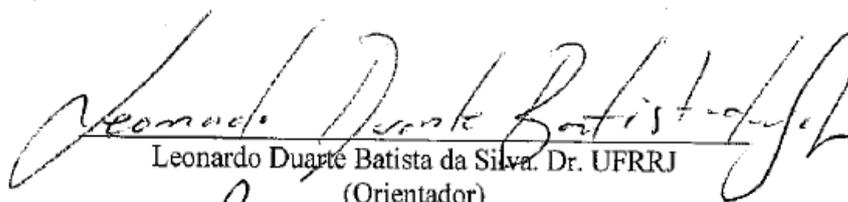
1. Sistema alagado construído. 2. Recursos Hídricos.
3. Tratamento de Resíduos. I. Silva, Leonardo Duarte
Batista, 1971-, orient. II. Nascentes, Alexandre
Lioi, 1976-, coorient. III Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro. Programa de Pós-graduação em
Engenharia Agrícola e Ambiental. IV. Título.

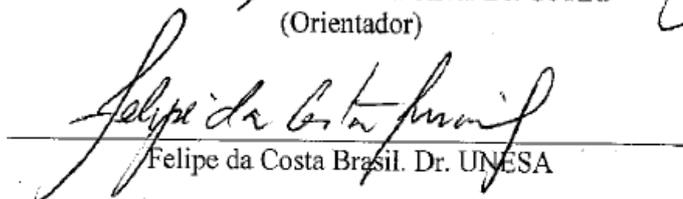
**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E
AMBIENTAL**

GILDA VIEIRA DE ALMEIDA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre** no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental, área de concentração: Sistemas Agrícolas.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 29 / 02 / 2016


Leonardo Duarte Batista da Silva, Dr. UFRRJ
(Orientador)


Felipe da Costa Brasil, Dr. UNESA


Dinara Grasiela Alves, Dr.^a UFRRJ

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho à minha família, que sempre me apoiou com muito amor, paciência e perseverança. Não tenho a menor dúvida que nós já vencemos!

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais Cláudio e Terezinha, por me incentivarem, me darem apoio e reconhecerem meus esforços.

Às minhas tias Carmi, Anedraci e Beatriz; por me incentivarem como mães e por sempre me apoiar e auxiliar nos momentos difíceis.

Ao meu namorado e amigo Renato, pelas boas dicas, pelo carinho e paciência. Por ser um referencial de ser humano na minha vida, sempre me fazendo crescer.

À minha irmã Vera e sua mãe Ana, pelo apoio e amizade. Minha vida é muito mais feliz com você Maninha!

Às minhas amigas Fabiola, Jessica e Bárbara, por fazer meus dias mais felizes e me inspirarem a ser uma pessoa mais forte.

Ao Professor Leonardo, pela orientação e por me ajudar nos momentos mais difíceis da dissertação.

Aos meus co-orientadores Alexandre Lioi e Camila, pelas dicas e ajudas.

À Dinara por sempre estar disposta a me ajudar, com humildade procurando sempre o meu crescimento.

Aos companheiros de trabalho Carlos e Marcos, pela ajuda e apoio na construção do experimento. Não seria possível fazer o projeto sem vocês.

À FAPERJ pela bolsa de mestrado e pelo financiamento da pesquisa.

RESUMO

ALMEIDA, Gilda Vieira. **Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando leitos cultivados**. 2016. 56p Dissertação (Mestre em Engenharia agrícola e ambiental). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

A quantidade de dejetos produzidos diariamente pela bovinocultura leiteira é um dos maiores problemas em sistemas de manejo intensivo. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído em um desafio para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência da utilização de um sistema de alagado construído (SAC) cultivado com arroz no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite. Para isso, foi construída uma estação piloto de tratamento composta por: tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de material inerte e SAC. A eficiência foi avaliada a partir dos seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), fósforo, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), condutividade elétrica, turbidez, cor e pH. O tanque séptico apresentou uma remoção de cor e turbidez, em 45 e 59%, respectivamente. O filtro anaeróbio apresentou remoções de demanda química de oxigênio, nitrato cor e turbidez, de 36%, 41%, 17% e 32%, respectivamente. No filtro de material inerte houve a redução dos parâmetros demanda química de oxigênio em 5%, nitrato em 10%, cor em 19%, turbidez em 9% e acréscimo na amônia de 2%. O SAC apresentou remoções de 35% de demanda química de oxigênio, 43% de turbidez, 23% de cor, 1,5% de fósforo, 18% de amônia, 7% nitrato e 17% nitrogênio total Kjeldahl. A estação de tratamento apresentou uma redução de demanda química de oxigênio em 67%, fósforo em 27%, amônia em 25%, nitrato em 81%, nitrito em 72%, nitrogênio total Kjeldahl em 41%, condutividade elétrica em 18%, cor em 71% e de turbidez em 85%. As análises realizadas ao longo de cinco meses de experimento permitiram concluir que a remoção de matéria orgânica e turbidez no sistema alagado construído cultivado com arroz mantiveram-se de acordo com a literatura, no entanto a remoção de nitrogênio foi abaixo da encontrada na literatura. A baixa remoção do nitrogênio pode ser atribuída a elevada carga orgânica associada ao baixo tempo de detenção hidráulica.

Palavras-chave: sistemas alagados construídos, recursos hídricos, eficiência.

ABSTRACT

ALMEIDA, Gilda Vieira. **Wastewater treatment of dairy cattle using constructed wetlands**. 2016. 56p Dissertation (Master in Agricultural and Environmental Engineering). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

The amount of waste produced daily by dairy cattle is one of the biggest problems in intensive management systems. The disposal of waste from animal facilities has constituted a challenge for breeders and experts as it involves technical, health and economics. In this context, the objective of this study was to evaluate the efficiency of use of a wetlands constructed cultivated with rice in the treatment of wastewater from dairy production. For that it was built a pilot treatment plant consists of: septic tank, anaerobic filter, inert filter and wetlands constructed. Efficiency is evaluated based on the following parameters: chemical oxygen demand (COD), phosphorus, ammonia, nitrate, nitrite, total nitrogen Kjeldahl (NTK), electrical conductivity, turbidity, color and pH. The septic tank had a color and turbidity removal in 45 and 59%, respectively. The anaerobic filter presented chemical demand for oxygen removal, color nitrate and turbidity, of 36%, 41%, 17% and 32%, respectively. In the inert filter material was the reduction of chemical oxygen demand parameters at 5%, 10% nitrate, color 19% Turbidity 9% increase in ammonia and 2%. The SAC recorded removals of 35% of chemical oxygen demand, 43% turbidity, 23% colored, 1.5% phosphorus, 18% of ammonia, nitrate and 7% 17% Total Kjeldahl nitrogen. The treatment plant showed a reduction of chemical oxygen demand by 67%, phosphorus by 27%, ammonia by 25%, nitrate 81% nitrite in 72%, the total Kjeldahl nitrogen by 41%, electrical conductivity by 18%, color 71% and 85% in turbidity. The analyzes conducted over five months of the experiment showed that the removal of organic matter and turbidity in the constructed wetland system planted with rice remained in accordance with the literature, however, the nitrogen removal was lower than that found in the literature. Low nitrogen removal can be attributed to high organic load associated with low hydraulic retention time.

Key words: constructed wetland, water resources, efficiency.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrões de lançamento de acordo com a resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente/2011.	15
Tabela 2. Eficiência de remoção do sistema de tratamento de acordo com a carga orgânica bruta do efluente.	17
Tabela 3. Limites da aplicação de dejetos no solo em alguns países europeus.	17
Tabela 4. Características dos processos de tratamento.	19
Tabela 5. Classificação das unidades de tratamento de acordo com a sua função.	20
Tabela 6. Classificação das lagoas de estabilização de acordo com a sua função.	22
Tabela 7. Caracterização dos diferentes tipos de macrófitas.	25
Tabela 8. Desenvolvimento fenológico do arroz	26
Tabela 9. Principais meios suportes utilizados em sistemas alagados construídos.	29
Tabela 10. Caracterização da água residuária de bovinocultura de leite proveniente do Sistema Integrado de Produção Agroecológica.	42
Tabela 11. Apresentação das datas de coleta com seus respectivos números de análises.	44
Tabela 12. Análises referentes à entrada e saída do tanque séptico.	49
Tabela 13. Análises referentes à entrada e saída do filtro anaeróbio.	52
Tabela 14. Análises referentes à entrada e saída do filtro de material inerte.	53
Tabela 15. Análises referentes a entrada e saída do sistema alagado construído.	61
Tabela 16. Análises referentes à entrada e saída da estação de tratamento.	62
Tabela 17. Características do arroz cultivado ao longo do sistema alagado construído.	64

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Curva de equilíbrio entre íons de amônio e amônia em função do pH (KIELING, 2004).	35
Figura 2. Filtro anaeróbio e filtro de material inerte.	41
Figura 3. Sistema alagado construído cultivado com arroz.	41
Figura 4. Croqui da estação de tratamento com seus respectivos pontos de coleta.	43
Figura 5. A. Mudanças de arroz prontas para o transplante. B. Arroz no ponto de colheita.	45
Figura 6. Variação dos valores de pH na entrada e saída do SAC.	55
Figura 7. Variação dos valores de condutividade elétrica na entrada e saída do SAC.	56
Figura 8. Variação dos valores de turbidez na entrada e saída do SAC.	57
Figura 9. Variação dos valores de cor na entrada e saída do SAC.	57
Figura 10. Variação dos valores de fósforo na entrada e saída do SAC.	58

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
1. Pecuária Leiteira	13
1.1. Potencial poluidor da água residuária de bovinocultura leiteira	13
2. Tecnologias de tratamento de água residuária de bovinocultura de leite (ARB)	17
2.1. Filtros anaeróbios	19
2.2. Fossas sépticas	20
2.3. Digestão	20
2.4. Filtração biológica	21
2.5. Lagoas de estabilização	21
2.6. Processos anaeróbios	22
2.7. Sistema Alagado construído	23
2.7.1. Utilização de plantas	23
2.7.2. Meio suporte	28
2.7.3. Parâmetros de qualidade da água	31
MATERIAL E MÉTODOS	39
1. Local	39
2. Aspectos construtivos	39
3. Caracterização da água residuária utilizada	41
4. Avaliações	43
5. Procedimentos para colheita e produção do arroz	44
6. Levantamentos dos dados	45
7. Memorial de cálculos	45
RESULTADOS E DISCUSSÕES	48
1. Tanque séptico	48
2. Filtro anaeróbio e filtro de material inerte	50
3. Sistema alagado construído	54
4. Estação de tratamento	60
5. Arroz	63
CONCLUSÕES	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66

INTRODUÇÃO

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 envolve 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.

Tendo em vista os riscos ambientais associados à atividade de pecuária leiteira, é importante ressaltar que a Constituição Federal determina que todos possuem o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, sendo esse reconhecido como um bem essencial à qualidade de vida. O dever de defender e preservar o meio ambiente são atribuído ao Poder Público e à coletividade.

Dessa forma, a Lei de Crimes Ambientais (Lei 9605 de 12 de fevereiro de 1998) foi criada com a finalidade de defender os elementos que compõem o ambiente (fauna, flora, recursos naturais e patrimônio cultural). Por isso, o funcionamento de atividades que utilizam recursos ambientais e que são capazes de causar degradação ambiental deve ser autorizado, por meio do processo administrativo chamado licenciamento ambiental.

Diante do exposto, é necessária a adequação da produção leiteira à legislação vigente para que se torne possível, através do licenciamento ambiental, o funcionamento do sistema de produção. Sendo a geração de resíduos considerada o principal entrave para a aquisição dessa autorização, este trabalho irá apresentar uma alternativa à adequação desses resíduos a legislação vigente.

Dentre as tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes, o Sistema Alagado Construído (SAC) cultivado geralmente com macrófitas aquáticas tem sido apresentado como uma técnica ambiental economicamente viável. 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.

A cultura utilizada no SAC é capaz de fornecer informações sobre a qualidade da água residuária. Por isso, a avaliação do desenvolvimento da cultura do arroz (*Oryza sativa*) a qual apresenta boa adaptação em SACs (BRASIL, 2005) é essencial para exercer o biomonitoramento, ou seja, a observação contínua do SAC através da cultura com a finalidade de inferir a qualidade do ambiente em seu interior. Além disso, a cultura realiza a fitorremediação, uma vez que remove alguns poluentes presentes no sistema de tratamento contribuindo para a melhoria da sua qualidade.

O bom funcionamento do SAC está diretamente ligado a outros componentes da estação de tratamento, uma vez que esses removem sólidos que dificultam a circulação da água residuária e reduzem a concentração dos parâmetros avaliados.

Sendo assim, a utilização do tanque séptico no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite é fundamental para a remoção de sólidos. Assim como o uso de filtros beneficiam o tratamento, por meio do processo de filtração e da remoção dos parâmetros avaliados.

Nesse contexto, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar a eficiência da estação piloto de tratamento da água residuária de bovinocultura de leite.

São descritos a seguir os objetivos específicos:

- Avaliar a capacidade de remoção de nutrientes e redução da carga orgânica do SAC, cultivado com arroz ao longo de sua extensão; e
- Avaliar os outros componentes da estação piloto de tratamento (tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de material inerte).

REVISÃO DE LITERATURA

1. Pecuária leiteira

Dados gerados pela Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA) em parceria com o Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada da ESALQ/USP indica um crescimento da pecuária leiteira no faturamento anual de 17,13%, destacando-se das demais atividades pecuária, como a pecuária para abate (suíno, frango e bovino), cujo faturamento foi inferior (CNA, 2014).

Pesquisas realizadas pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) apresentam uma taxa de crescimento nacional anual de 1,9% na produção de leite, o que corresponderá a 41,3 bilhões de litros de leite cru no final de 2023 (MAPA, 2013). Regionalmente verificou-se que o Sudeste foi responsável por 41% da aquisição nacional de leite, o Sul por 33,8% e o Centro-Oeste por 14,4% no 2º trimestre de 2014 (IBGE, 2014). A crescente produção de leite no Brasil demonstra a necessidade de maiores cuidados em relação ao efluente gerado pela criação de gado leiteiro.

Tendo em vista a problemática da contaminação ambiental causada pelo despejo inadequado dos dejetos da produção leiteira, o governo federal tem se mobilizado a fim de desenvolver métodos de produção e tratamento que não cause contaminações no meio ambiente. Têm sido desenvolvidos projetos que visam fornecer apoio para que os produtores consigam realizar atividades produtivas economicamente viáveis, socialmente justas e ambientalmente corretas. Pode-se citar como exemplo de apoio o projeto Desenvolvimento Regional Sustentável (DRS) idealizado pelo Banco do Brasil que considera o impacto da contaminação da água e do solo (BANCO DO BRASIL, 2010).

1.1 Potencial poluidor da água residuária de bovinocultura leiteira

A bovinocultura leiteira possui elevada produção de resíduos com alta carga orgânica, tal fato demonstra seu elevado potencial de poluição. Sendo, portanto um efluente de alto risco de contaminação ambiental e por isso é necessário o seu tratamento (ETHAL, *et al.* 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). Considerando a atividade realizada na Fazendinha Agroecológica do km 47 localizada no município de Seropédica - RJ, a concentração do efluente de bovinocultura leiteira é variável e está sujeito a características peculiares ao operador como o volume de água utilizada na lavagem do curral e o número de lavagens, e à época do ano que irá influenciar no índice pluviométrico, que acarreta na diluição do efluente, e no número de vacas ordenhadas, uma vez que no período chuvoso aumenta a população. A água residuária de bovinocultura de leite é composta pela água de lavagem, da chuva e dos bebedouros, urina, fezes, leite e pelos.

A legislação ambiental aplicada para o lançamento de dejetos de bovinocultura de leite em corpos hídricos é definida pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente através da resolução 430. A Tabela 1 apresenta os padrões de lançamento determinados por esta norma.

Tabela 1. Padrões de lançamento de acordo com a resolução 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente/2011.

Parâmetros	Padrão de Lançamento
Potencial Hidrogeniônico	Deve estar entre 5 e 9.
Temperatura	Deve ser inferior a 40 °C além de não conferir uma variação superior a 3°C na zona de mistura.
Sólidos sedimentáveis	Deve ser inferior a 1 mg.L ⁻¹
Óleos e graxas	Deve ser inferior a 50 mg.L ⁻¹ para gorduras vegetais e animais.

Material flutuantes	Deve apresentar ausência de materiais flutuantes.
Demanda bioquímica de oxigênio	Deve apresentar remoção igual ou superior a 60% além de não conferir alteração no enquadramento do corpo hídrico.
Nitrogênio amoniacal total	Deve ser inferior a 20 mg.L ⁻¹

Fonte: CONAMA 430, 2011.

Além dos padrões de lançamento determinados pela norma o efluente não poderá causar nenhuma alteração na qualidade do corpo receptor que cause modificação no seu enquadramento nas metas progressiva, intermediária e final.

No Estado do Rio de Janeiro o padrão de lançamento é regulamentado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA). A diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária determina que o dimensionamento da unidade de tratamento deverá preconizar o atendimento mínimo de remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de acordo com a carga orgânica aplicada (Equação 01). A Tabela 2 apresenta os níveis mínimos de remoção de carga orgânica estabelecidos que correspondem às tecnologias em uso corrente no país e variam de 30 a 85%.

$$\text{Carga} = \text{DBO} \times \frac{Q}{1000} \quad (01)$$

em que:

Carga = carga orgânica bruta em kg DBO dia⁻¹;

DBO = demanda bioquímica de oxigênio em mg O₂ L⁻¹; e

Q = vazão do efluente em m³ dia⁻¹.

Tabela 2. Eficiência de remoção do sistema de tratamento de acordo com a carga orgânica bruta do efluente.

Carga orgânica bruta (kg DBO . dia ⁻¹)	Eficiência mínima de remoção de DBO (%)
$C \leq 5$	30
$5 < C \leq 25$	65
$25 < C \leq 80$	80
$C > 80$	85

Fonte: DZ-215.R-4.

Embora a legislação brasileira não estabeleça parâmetros e padrões de lançamento específicos, de efluente de bovinocultura leiteira no solo, a resolução do CONAMA 420 de 2009 estabelece critérios e valores que orientam de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Segundo as legislações vigentes em outros países, a aplicação de águas residuárias em solos deve ser feita com base nos nutrientes de referência, que são os elementos presentes no efluente que em menor volume de água satisfaz as necessidades nutricionais da cultura, considerando a concentração disponível no solo. A Tabela 3 apresenta a legislação ambiental em alguns países europeus com base nos limites de aplicação de acordo com o nutriente de referência.

Tabela 3. Limites da aplicação de dejetos no solo em alguns países europeus.

País	Limite	Fonte
França	Máximo de 170 kg de nitrogênio total por hectare ao ano	Jongbloed <i>et al.</i> (1999)
	Máximo de 43,8 kg de fósforo total por hectare ao ano	
Dinamarca	Máximo de 230 kg de nitrogênio total por hectare ao ano	Commission Decision (2005a)
	Máximo de 1,7 unidades de animais por hectare	Jongbloed <i>et al.</i> (1999)
Holanda	Máximo de 250 kg de nitrogênio total por hectare ao ano	Commission Decision (2005b)
		Jongbloed <i>et al.</i> (1999)

Áustria	Máximo de 52,6 e 43,8 kg de fósforo total por hectare ao ano para pastagens e outras culturas, respectivamente Máximo de 230 kg de nitrogênio total por hectare ao ano	Commission Decision (2006)
Bélgica	Máximo de 250 e 170 kg de nitrogênio total por hectare ao ano para pastagens e outras culturas, respectivamente	Beghin e Metcalfe (1998)
Polônia	Máximo de 170 kg de nitrogênio total por hectare ao ano	Beghin e Metcalfe (1998)

Fonte: Batista *et al.*, 2014.

A produção de leite orgânico é regulamentada pela Instrução Normativa número 007 de 1999 do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA), esta considera que para um sistema de produção ser considerado orgânico deve adotar tecnologias que otimizem o uso de recursos naturais e sócio-econômicos, respeitando a integridade cultural e tendo por objetivo a auto-sustentação no tempo e no espaço, a maximização dos benefícios sociais, a minimização da dependência de energias não renováveis e a eliminação do emprego de agrotóxicos e outros insumos artificiais tóxicos, organismos geneticamente modificados ou radiações ionizantes em qualquer fase do processo de produção, armazenamento e de consumo, e entre os mesmos, privilegiando a preservação da saúde ambiental e humana, assegurando a transparência em todos os estágios da produção e da transformação. No Brasil a produção de leite orgânico representa apenas 1% quando comparada a produção convencional, obtendo uma produção de 6,8 milhões de litros em 2012 (SNA, 2014).

2. Tecnologias de tratamento de água residuária de bovinocultura de leite (ARB)

O tratamento da água residuária pode ser realizado por meio de processos físicos, químicos e/ou biológicos. Embora uma tecnologia de tratamento geralmente envolva mais de um processo, sempre há o predomínio de um processo que irá classificá-lo como uma

tecnologia de tratamento física, biológica ou química. A Tabela 4 apresenta a caracterização de cada um desses processos.

Tabela 4. Características dos processos de tratamento.

Processos	Características	Exemplos
Físicos	Remoção de substâncias fisicamente separáveis do efluente. Tem como finalidade a separação de sólidos em suspensão.	Remoção de umidade do lodo, filtração, incineração do lodo, diluição e homogeneização.
Químicos	Realizados mediante a adição de produtos químicos que atuam como catalisadores dos outros processos de tratamento.	Floculação, precipitação química, cloração, oxidação química, correção de pH.
Biológicos	Dependem da ação de micro-organismos presentes nos esgotos. Procuram reproduzir em ambiente projetado os fenômenos biológicos presentes na natureza a fim de reduzir o tempo, espaço e custo do tratamento.	Oxidação biológica, digestão.

Fonte: Pacheco, 1995.

As tecnologias de tratamento podem ser classificadas de acordo com a eficiência de suas unidades de tratamento, esta classificação é feita com base nas taxas de remoção de parâmetros como demanda bioquímica de oxigênio e sólidos em suspensão. Deste modo, existem quatro categorias, são elas: tratamento preliminar, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário. O sucesso de uma estação de tratamento está diretamente condicionado a passagem do efluente por estas diversas fases de tratamento para a remoção de compostos específicos. A Tabela 5 apresenta as definições das etapas de tratamento e seus respectivos exemplos.

Tabela 5. Classificação das unidades de tratamento de acordo com a sua função.

Etapas	Características	Exemplos
Tratamento preliminar	Constituída por processos físicos, tem a função de separar compostos físicos, tais como areia, sólidos em suspensão, gordura.	Gradeamento, desarenação, caixa de gordura.
Tratamento primário	Constituída por processos físicos e químicos, tem a função de equalizar e neutralizar o efluente.	Flotação, secagem, sedimentação, digestão do lodo.
Tratamento secundário	Constituída por processos biológicos realizados em ambientes aeróbios e anaeróbios, tem a função de remover a matéria orgânica.	Lagoas de estabilização, filtração biológica
Tratamento terciário	Tem a função de realizar o polimento do afluente, gerando remoções adicionais de poluentes em águas residuárias.	Desinfecção, processos de remoção de nutrientes.

Fonte: Pacheco, 1995.

As tecnologias de tratamento podem ser usadas de forma combinada ou separadas, porém devem estar de acordo com as características da água residuária, qualidade final requerida do afluente e com a disposição de recursos como área, mão de obra, financeiros (ECKENFELDER, 2000). Abaixo serão explicados alguns dos principais processos de tratamento, de acordo com estudos realizados por Jordão e Pessoa (1995); Maia *et al.* (2015); Matos *et al.* (2010).

2.1 Fossas sépticas

A fossa séptica é um processo de tratamento inventado no século dezenove que permite soluções individuais para o destino de esgotos, sendo muito utilizada em ambientes rurais devido à ausência de saneamento básico. Esta é constituída por um tanque que retém os

resíduos provenientes das instalações domésticas ou industriais, por um tempo de detenção calculado de acordo com a vazão do efluente (BELI *et al.*, 2010).

Este processo opera por meio das seguintes fases de tratamento: retenção do esgoto, decantação do esgoto, digestão anaeróbio do lodo, redução do volume do lodo. As duas primeiras etapas ocorrem de forma simultânea, reduzindo os sólidos em suspensão por meio da sedimentação na ordem de 60 a 70%, estas etapas formam uma substância semilíquida denominada lodo, que são digeridos por bactérias anaeróbias metanogênicas naturalmente presente no efluente que geram gases e líquidos como produto final da decomposição e consequentemente causa a redução do volume do lodo (JORDÃO E PESSOA, 1995).

2.2 Filtros anaeróbios

O filtro anaeróbio é uma tecnologia de tratamento de águas residuárias onde o efluente percorre um meio filtrante inerte, geralmente é utilizada a brita, em condições de restrição de oxigênio. É caracterizado como um tratamento secundário, sendo muito utilizado no pós-tratamento de fossas sépticas. O tratamento ocorre devido à fixação e desenvolvimento de micro-organismos na superfície do meio suporte, formando uma comunidade estruturada, coordenada e funcional chamada de biofilme. Durante o contato do efluente com o biofilme ocorre a deterioração de diversas substâncias poluidoras (EEA, 2015; SILVA, 2014; DUDA e OLIVEIRA, 2011; THOMAZ-SOCCOL *et al.*, 2001; JORDÃO E PESSOA, 1995).

2.3 Digestão

A digestão é uma tecnologia que visa a redução da matéria sólida presente no esgoto a gases, sólidos dissolvidos e líquidos. Esse processo ocorre através da mineralização da matéria orgânica, podendo ser realizado de modo anaeróbio ou aeróbio. A digestão anaeróbia ocorre em ambientes confinados com restrição de oxigênio, onde diversos micro-organismos anaeróbios ou facultativos decompõem a matéria orgânica. Na digestão aeróbia ocorre a oxidação dos sólidos presentes no esgoto e formação de matéria orgânica estabilizada, gás carbônico e água, tem como objetivo a redução de sólidos biodegradáveis e odores (BELI *et al.*, 2010; JORDÃO E PESSOA, 1995).

2.4 Filtração biológica

A filtração biológica acontece através do contato do efluente com a microbiota presente no mesmo. Esse contato ocorre de forma fixa, devido à formação de biofilme ao redor do meio suporte que agrega e oxida a matéria orgânica. Sendo assim, para que a tecnologia seja eficiente são necessárias condições aeróbias ao longo do sistema de tratamento. No entanto, há também a formação de zonas anaeróbias, decorrente do aumento da biomassa que prejudicam a passagem de oxigênio, favorecendo o desenvolvimento e atividade de bactérias anaeróbias que colaboram com a depuração do efluente (SAEED *et al.*, 2014; JORDÃO E PESSOA, 1995).

2.5 Lagoas de estabilização

A lagoa de estabilização é uma tecnologia que tem o processo biológico como meio predominante de tratamento. Sendo assim, a remoção de matéria orgânica ocorre por meio de oxidação e/ou fermentação biológica, também há a redução fotossintética por algas. Essa tecnologia é considerada por muitos pesquisadores como uma forma de tratamento simples, de baixo custo e fácil operação, sendo portanto adotada em larga escala no Brasil devido à sua simplicidade e adequação ao clima tropical (MAIA *et al.*, 2015).

As lagoas de estabilização são classificadas de acordo com a forma predominante de atividade biológica. A Tabela 6 apresenta as principais características dessas lagoas.

Tabela 6. Classificação das lagoas de estabilização de acordo com a sua função.

Tipos de Lagoas	Principais Características
Anaeróbia	Predomínio de fermentação anaeróbia, não há oxigênio dissolvido abaixo da superfície.
Facultativas	Apresenta duas zonas de tratamento uma aeróbia (superior) e outra anaeróbia (inferior), ocorrendo simultaneamente oxidação, fermentação e redução fotossintética. Pode operar em uma única unidade de tratamento ou em sequência.

Aeradas	Ocorre a introdução de oxigênio por meio de aeradores mecânicos, mantendo a concentração de O ₂ ideal para a realização das atividades bioquímicas.
Maturação	É empregada no final de algum sistema de tratamento com lagoas, tem a finalidade de reduzir organismos patogênicos.

Fonte: Jordão e Pessoa, 1995.

Em caso de necessidade de polimento final do efluente com a finalidade de reduzir nutrientes, sólidos em suspensão e DBO remanescente, há o emprego de lagoas com macrófitas no final do tratamento. Porém estas lagoas requerem cuidados especiais como poda regular das macrófitas e controle de insetos, tais fatos tornam essa lagoa pouco usada (QUEIROZ, 2001; JORDÃO E PESSOA, 1995).

2.6 Processos anaeróbios

O emprego do tratamento anaeróbio para dejetos líquidos considera três fatores fundamentais: o elevado acúmulo de biomassa dentro do sistema, devido aos processos de sedimentação e agregação dos sólidos; melhor contato da biomassa com o efluente e consequentemente melhor atividade microbiana (EEA, 2015).

Segundo Jordão e Pessoa (1995) são considerados dois sistemas de tratamento anaeróbios, esses sistemas são classificados de acordo com a disposição dos microorganismos. Existem os sistemas em que há a presença de um meio suporte inerte, onde ocorre a formação do biofilme, um exemplo desse sistema é o filtro anaeróbio. No outro sistema ocorre a separação da fase líquida, sólida e gasosa, nesse método as bactérias formam flocos no efluente que sedimentam e geram uma manta de lodo no interior do reator, pode-se citar como modelo desses sistemas os reatores UASB (Reator de Manta e Lodo) e o RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente).

2.7 Sistema Alagado Construído

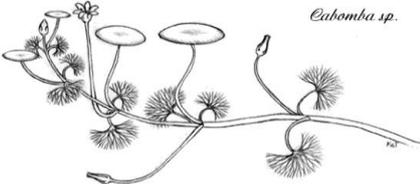
O sistema alagado construído (SAC) é um modo de disposição de efluente que utiliza mecanismos físicos, químicos e biológicos, a fim de remover poluentes da água podendo torná-la apta ao despejo em corpos hídricos. A associação dos elementos macrófitas, meio suporte e micro-organismos, são os responsáveis pela redução da carga orgânica e dos nutrientes, portanto devem ser estudadas suas interações e adaptabilidades à região em que serão utilizadas (AVELAR, 2012; SARMENTO, 2010).

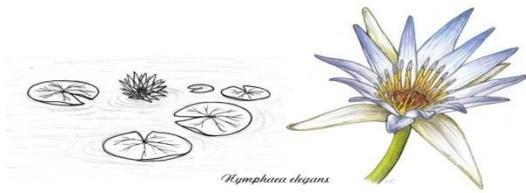
Dentre as tecnologias de tratamento, o sistema alagado construído mostra-se uma alternativa barata, fácil e eficiente para o tratamento de água (MATOS *et al.*, 2010; PRADO *et al.*, 2008; SILVA, 2007; CHAGAS, 2008). Segundo Prado *et al.* (2008) para um efluente de laticínio, a redução de DBO foi de 99%, a de nitrogênio ficou entre 79 e 89% e o fósforo entre 54 e 72%, considerando o SAC uma alternativa superior aos métodos de ultrafiltração e filtro biológico. Silva (2007) obteve uma redução entre 97 e 99% de DBO, fósforo entre 96 e 100% e CE entre 9 e 37%, em um SAC para o tratamento de esgoto doméstico, cultivado com arroz. MATOS *et al.* (2010) encontrou uma remoção de DBO de 86%, N-total de 59% e 62% de sólidos totais.

2.7.1 Utilização de plantas

As macrófitas aquáticas são plantas que habitam ambientes parcialmente alagados até ambientes completamente submersos. Essas plantas aquáticas podem ser encontradas de cinco formas diferentes no seu respectivo ambiente aquático: macrófitas aquáticas emergentes, macrófitas aquáticas com folhas flutuantes, macrófitas aquática submersa enraizada, macrófitas aquáticas submersas livres e macrófitas aquáticas flutuantes (UCKER *et al.*, 2014; FIA, 2008). Na Tabela 7 estão representados os diferentes tipos de macrófitas existentes nos ambientes aquáticos.

Tabela 7. Caracterização dos diferentes tipos de macrófitas.

Imagens	Características	
 <p><i>Typha domingensis</i></p>	<p>Macrófita Aquática Emergente</p>	<p>Apresenta raízes submersas sustentadas pelo substrato e a parte aérea cresce fora da água.</p>
 <p><i>Pistia stratiotes</i></p>	<p>Macrófita Aquática com folhas Flutuante</p>	<p>Apresenta raízes submersas fixo em um substrato e a parte aérea flutua sobre a lâmina de água.</p>
 <p><i>Cabomba sp.</i></p>	<p>Macrófita Aquática Submersa Enraizada</p>	<p>Crescem totalmente em baixo do efluente e enraizada no substrato.</p>
	<p>Macrófita Aquática Submersa Livre</p>	<p>Apresentam crescimento livre (flutuam) imerso no efluente.</p>



Flutuam livremente na superfície do efluente.

Macrófita Aquática Flutuante

Fonte: UFSCAR, 2015.

A utilização de plantas é vantajosa devido a sua capacidade extratora de poluentes assim como a simbiose entre essas plantas e os micro-organismos presentes no efluente. No caso das macrófitas aquáticas emergentes as raízes fornecem, através do aerênquima, o oxigênio necessário para as bactérias oxidarem a matéria orgânica. As raízes das plantas ajudam a diminuir a turbidez ao remover sólidos suspensos (UCKER *et al.*, 2014). 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.

- **Arroz**

O arroz (*Oryza sativa*) é uma gramínea anual, classificada no grupo de plantas de metabolismo C3, adaptada a ambientes aquáticos, esta adaptação é devido à presença de aerênquima no colmo e nas raízes das plantas, possibilitando a passagem de oxigênio do ar para a camada da rizosfera (FILHO *et al.*, 2002). Possui sistema radicular composto por duas classes de raízes, as temporais possuem poucas ramificações e duram um curto período de tempo após a germinação e as permanentes que apresentam ramificações e pelos absorventes.

Segundo SOSBAI (2007) não é correto relacionar o desenvolvimento da planta à sua idade cronológica, uma vez que o desenvolvimento está ligado a fatores externos, como por exemplo, temperatura do solo, do ar e da água, época de semeadura, condições nutricionais, cultivar, entre outros. Sendo assim, é utilizada a escala fenológica proposta por Counce *et al.*

(2000), onde o crescimento e desenvolvimento da cultura é subdividido em três períodos: desenvolvimento da plântula, desenvolvimento vegetativo e desenvolvimento reprodutivo. A Tabela 8 apresenta as características que indicam cada período de desenvolvimento e crescimento da cultura, sendo considerado que pelo menos 50% das plantas devem apresentar as características.

Tabela 8. Desenvolvimento fenológico do arroz.

Período	Características
Desenvolvimento da plântula	Nesse período ocorre a germinação da semente até a emergência das plântulas. Esse período é designado pela letra S.
Desenvolvimento vegetativo	No início desse período a planta é sustentada pelas raízes seminais, as quais serão substituídas pelas raízes adventícias originadas dos nós do colmo, essas são permanentes. Nessa fase ocorre o perfilhamento. Os estádios de desenvolvimento vegetativo são representados pela letra V.
Desenvolvimento reprodutivo	Esse período começa na iniciação da panícula e vai até o ponto de colheita. Os estádios de desenvolvimento reprodutivo são representados pela letra R.

Fonte: SOSBAI, 2007.

O perfilhamento ocorre durante o desenvolvimento vegetativo, o perfilho primário origina-se na base da folha no nó do colmo principal, estes geram o perfilho secundário que originam o terciário. Portanto um bom perfilhamento é essencial para a remoção de poluentes uma vez que absorve parte dos poluentes presentes na água. Para que ocorra o desenvolvimento do perfilho é necessário fornecer condições adequadas como espaçamento, luminosidade e nutrientes (SOSBAI, 2007).

O florescimento ocorre de modo satisfatório quando o fotoperíodo permite uma duração mínima entre emergência e floração, para a maioria das cultivares isso ocorre no comprimento do dia de dez horas (SOSBAI, 2007). Cada perfilho emite uma panícula, produzindo elevado número de espiguetas que recolhem parte dos poluentes presentes na água, uma vez que a formação de grãos requer elevada quantidade de nutrientes, principalmente fósforo (SOSBAI,

2007).

A produtividade do arroz quando empregado em SAC's encontra-se entre 6921,5 e 9324,3 kg ha⁻¹ (LI *et al.*, 2009). Segundo Ferreira (2012) a utilização de arroz em SAC foi considerada como um importante dreno de fósforo no tratamento de água residuária de suinocultura, cuja a produtividade obtida foi de 551,5 a 1435,3 kg ha⁻¹ de grãos de arroz.

A utilização de gramíneas em sistemas alagados construídos demonstrou elevado potencial de remoção de poluentes (ARAUJO *et al.*, 2010; MATOS *et al.*, 2010; FIA, 2008; SILVA, 2007). As macrófitas aquáticas enraizadas são muito utilizadas devido à alta eficiência de remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio, nitrogênio e fósforo, como já foram explicados no tópico anterior.

- **Demanda hídrica do arroz**

A demanda hídrica da planta é obtida através da evapotranspiração, essa pode ser estimada, por meio de equações ou determinada, por meio de lisímetros, sua unidade é dada em milímetros de água por dia. Sendo assim, a evapotranspiração representa a quantidade de água liberada pela cultura e pelo solo para a atmosfera na forma de vapor. Deste modo, a evapotranspiração é o somatório da evaporação da água presente no solo e em superfície vegetal molhada e da transpiração da cultura, que consiste na vaporização da água presente nos tecidos vegetais através de estômatos (CARVALHO E OLIVEIRA, 2012).

As taxas de evaporação da água presente no solo e de transpiração da cultura variam de acordo com a fase de crescimento da cultura, sendo que evaporação e transpiração são inversamente proporcionais. Portanto, no estabelecimento da cultura a evaporação possui uma maior contribuição da evaporação da água presente no solo, e após o estabelecimento da cultura a transpiração passa a ter maior contribuição (ALBERTO *et. al*, 2014).

A evapotranspiração (ET) é afetada por diversos fatores climáticos e de manejo, como por exemplo, umidade relativa do ar, tipo de solo, temperatura, radiação solar. Sabendo-se que para a ocorrência da ET é necessária uma quantidade específica de energia para que haja a mudança de estado físico da água, do líquido para o vapor, chamado de calor latente, essa energia será fornecida por meio de componentes climáticos. A energia necessária para que

ocorra a mudança de estado da água é fornecida pela radiação solar e pela temperatura (CARVALHO E OLIVEIRA, 2012).

Dessa forma a evapotranspiração (ET) varia de acordo com a fase de crescimento da planta, condições climática e tipo de solo, por conseguinte haverá evapotranspirações máximas e mínimas para condições de seca e de chuva. Segundo Tabbal *et. al* (2002) a ET da cultura de arroz possui valores típicos de 4 a 5 mm dia⁻¹ em estações chuvosas e de 6-7 mm dia⁻¹ nas estações secas.

2.7.2 Meio suporte

O substrato que preenche o interior do sistema de tratamento é chamado também de meio suporte, uma vez que é o local aonde os micro-organismos irão se aderir formando o biofilme que realizará a remoção dos poluentes presentes na água residuária a ser tratada. Além disso, o meio suporte funciona como apoio para o sistema radicular das macrófitas, esse trabalhará como um filtro físico, sendo responsável pela condutividade hidráulica do sistema e retenção de partículas juntamente com o meio suporte (FIA, 2009). Na Tabela 9 estão exemplificados os meios suportes convencionais e não convencionais utilizados em *wetlands*, nesse esquema são apresentados os substratos utilizados, as suas características, origem e desempenho no tratamento. É importante evidenciar que a escolha do meio suporte está diretamente relacionada à disponibilidade do material no local a ser efetuada a construção do sistema de tratamento, assim como a sua relação entre o custo, acessibilidade e eficiência de tratamento (SAEED *et al.*, 2014).

Tabela 9. Principais meios suportes utilizados em sistemas alagados construídos.

Procedimentos	Substrato	Características e desempenho
Convencionais	Brita	É um material inerte onde não há interação entre as substâncias presentes no substrato e a água residuária. Esse meio suporte permite um melhor escoamento do efluente e formação do biofilme aderido na brita.
	Areia	Constitui um material inerte que quando comparada com a brita a areia, sua utilização aumenta os riscos de entupimento e colmatação do sistema de tratamento. Deve ser utilizada em efluentes com menor carga orgânica e volume de sólidos.
	Solo	A utilização de solo como meio suporte é conveniente, uma vez que possibilita a reciclagem do solo remanescente da escavação do local onde será construído o <i>wetland</i> . A presença de argila no solo utilizado possibilita a adsorção de íons presentes no efluente como o fósforo. No entanto, o risco de colmatação é maior.
Não Convencionais	Madeira-folhas	São empregadas madeira e folhas de eucalipto como substrato, nesse sistema foi observada uma boa remoção de nitrogênio. No entanto, esse substrato apresentou um aumento na concentração de DBO no efluente tratado devido ao fato de ser um meio suporte de origem orgânica.
	Casca de arroz	Apresenta baixa remoção de DQO e elevada remoção de nitrogênio total. São utilizadas junto com brita com a finalidade de reduzir o volume de poros.
	Zeólito	São constituídos por cristais de alumínio, silicatos e minerais. Possuem uma alta capacidade de troca catiônica*. É um substrato eficiente na remoção de nitrogênio e compostos orgânicos.
	Escória	Escória é um subproduto da atividade de mineração. Produz um tratamento com elevada remoção de amônio e acúmulo de nitrato, devido à alta porosidade desse meio suporte que proporciona condições aeróbias que favorecem o processo de desnitrificação.
	Xisto	São rochas metamórficas. Observou-se alta remoção de amônio quando submetidos a sistemas anaeróbios de fluxo horizontal.

Fonte: Saeed *et al.*(2014).

*Capacidade de troca catiônica – é definida como a capacidade do material de reter íons de carga positiva, tais como amônio, metais.

Os micro-organismos são os principais responsáveis pela remoção de poluentes do SAC, onde as bactérias possuem um papel essencial absorvendo grande parte destes poluentes. Além das bactérias, atuam os protozoários, fungos e as algas (KRAUSE, 2006).

Em relação à forma como ocorre a movimentação do efluente no interior do sistema alagado construído, existem três tipos de escoamentos: vertical, superficial e subsuperficial horizontal. Em cada tipo de escoamento há uma interação específica entre o meio suporte, macrófitas, micro-organismos e efluente, que proporcionará vantagens e limitações em cada componente do sistema de tratamento. Sendo assim, os dados sugerem que o escoamento vertical proporciona uma maior oxigenação do efluente e requer uma área menor para instalação (CUI *et al.*, 2012). Enquanto a utilização do fluxo horizontal subsuperficial, permite a redução na geração de odores e a presença de insetos e ratos, permitindo a localização do sistema de tratamento próximo a pessoas e animais (AVELAR, 2012). No escoamento superficial, também chamado de sistema de lâmina livre, geralmente ocorre a formação de algas e conseqüentemente a remoção de gás carbônico da solução, decorrentes da respiração, tal fato ocasiona o aumento de pH tornado o efluente mais alcalino do que nos outros tipos de escoamento (FERREIRA, 2012).

Além da absorção e adsorção de poluentes pelos organismos vivos ocorrem processos físicos que permite esta diminuição, são eles: sedimentação, filtração de partículas, 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, ocorre através da passagem do líquido pelo meio filtrante. A floculação consiste em aglomerar partículas, a partir das forças de atração entre as moléculas, originando partículas de maior tamanho (JORDÃO E PESSOA, 1995).

As limitações são questões que devem ser estudadas para adequar o sistema às condições locais, características dos diferentes tipos de efluentes e adaptação as pessoas que irão permanecer próximo ao SAC. No momento considera-se limitação a necessidade de efetuar a caracterização do efluente, do ciclo hidrológico, da temperatura local, uma vez que requer análises em laboratório e dados de estações meteorológicas que nem sempre estão

disponíveis ao produtor de leite, além disso acrescenta custo adicional. Outro fator limitante é o acúmulo de sedimentos ao longo do tempo e a demanda de um período inicial até a vegetação se estabelecer. (SILVA, 2007; FERREIRA, 2012).

2.7.3. Parâmetros de qualidade da água

A utilização de sistemas alagados construídos deve atender aos parâmetros de qualidade de acordo com os valores estabelecidos pela resolução CONAMA 430, esses valores foram descritos na Tabela 1. Sendo assim, é necessária a compreensão e análise criteriosa de cada parâmetro de qualidade da água. Os principais parâmetros de qualidade da água serão explicados abaixo e são estes: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, potencial hidrogênico, nitrogênio, fósforo, cor, turbidez, condutividade elétrica, sólidos suspensos totais. Vale ressaltar que os parâmetros descritos a seguir estão relacionados com águas residuárias de bovinocultura orgânica, sendo portanto excluído da avaliação parâmetros como metais pesados devido a ausência desse tipo de poluente nessas águas residuárias.

- **Demanda Química de Oxigênio (DQO)**

A demanda química de oxigênio é referente à parcela da água residuária que é consumida pelo processo de digestão. A digestão consome, além da matéria orgânica, compostos que não são consumidos facilmente por processos biológicos como, por exemplo, óleos e gorduras. A DQO pode ser analisada para avaliar a quantidade de matéria orgânica presente no efluente (KRAUSE, 2006).

Valores elevados de carga orgânica causam alterações em corpos hídricos como, por exemplo, a eutrofização, onde o aumento da biomassa causado pela alta disponibilidade de nutrientes gera a diminuição do oxigênio presente na água e conseqüentemente, o aumento da mortalidade de peixes e outros seres marinhos (SILVA e ROSTON, 2010).

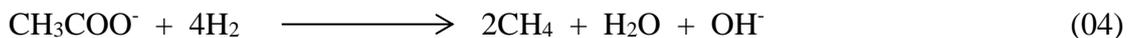
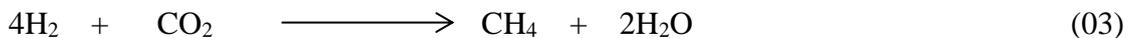
A remoção da matéria orgânica é realizada no tratamento secundário a partir de

processos biológicos que acontecem em ambiente aeróbio ou anaeróbio. Além disso, a remoção da carga orgânica é complementada com o aporte dos nutrientes gerados na mineralização (nitrogênio, carbono, hidrogênio) pelas plantas (EEA, 2015).

A degradação aeróbia da matéria orgânica ocorre na zona de raízes, uma vez que é a região onde tem o suprimento de oxigênio pelas macrófitas. Sendo assim, as bactérias aeróbias utilizam o oxigênio como acceptor final de elétrons e liberam dióxido de carbono e amônio para a solução. A atividade desses micro-organismos depende do suprimento de oxigênio e matéria orgânica. A reação apresentada abaixo simboliza a que ocorre em SACs, considerando a degradação de um poluente orgânico simples, a glicose (SAEED *et. al.*, 2014).



A degradação anaeróbia ocorre da parte inferior do SAC, onde existem condições de restrição de oxigênio. A remoção de matéria orgânica em condições anaeróbias ocorre em duas etapas, denominadas fermentação e metanogênese. Na fase de fermentação as bactérias consomem o material orgânico e geram novas células bacterianas, ácidos orgânicos e álcoois. Após a etapa de fermentação ocorre a metanogênese, onde os compostos orgânicos são convertidos em novas células bacterianas, metano e dióxido de carbono, as reações dessa etapa estão apresentadas abaixo (Equações 03 e 04). Observa-se na segunda reação a geração do íon hidroxila (OH⁻) com subproduto, esse fato evidencia uma possibilidade de elevação no valor do pH do efluente (SAEED *et al.*, 2014, EEA, 2015).



A remoção de DBO e DQO em SAC's, geralmente são elevadas, as médias de redução encontram-se entre 70 e 99% (OLIVEIRA *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2015; MENDONÇA *et*

al., 2015; PELISSARI *et al.*, 2013; SILVA E ROSTON, 2010; MATOS *et al.*, 2010). Segundo Silva *et al.* (2015) a redução da concentração de DBO é decorrente da mineralização da matéria orgânica.

- **Potencial Hidrogênico (pH)**

O pH é uma relação entre a quantidade de próton (H^+) e hidroxilas (OH^-) presente no efluente, variando numa escala de 0 até 14, o pH 7 equivale o neutro. A determinação e o controle do pH é importante, uma vez que ele conduz os processos de tratamento sejam eles físicos, químicos e biológicos atuando nas formas disponíveis dos íons e na atividade microbiana (JIMENEZ *et al.*, 2004; PEREIRA, 2004). Sendo assim, o pH é considerado um parâmetro de fácil monitoramento que indicará rapidamente algum problema na estação de tratamento.

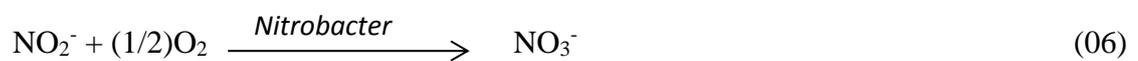
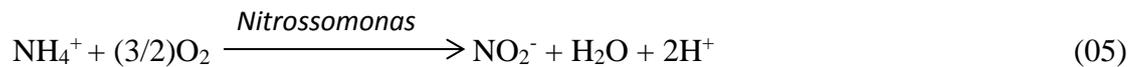
- **Nitrogênio**

O nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas: amônia, amônio, nitrato, nitrito e nitrogênio orgânico. As plantas e os micro-organismos são os principais responsáveis pela redução na concentração de nitrogênio, sendo os processos de nitrificação, desnitrificação e mineralização os promotores do decréscimo do nitrogênio presente no efluente (SILVA, 2007; PRADO *et al.*, 2008). Em estudos realizados por Pelissari *et al.* (2015), onde foi observada a redução de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal por um SAC horizontal e outro vertical no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, observou-se uma redução de 80% de NTK e 80% de nitrogênio amoniacal no SAC de fluxo horizontal, enquanto que no SAC de fluxo vertical as reduções foram de 73% de NTK e 81% de nitrogênio amoniacal. Diferentes estudos demonstram uma alta eficiência dos SAC's na redução de nitrogênio, apresentando esse sistema como uma alternativa adequada para a retirada de nitrogênio do sistema (PELISSARI *et al.*, 2015; MATOS *et al.*, 2010; SILVA E ROSTON, 2010; AVELAR, 2012).

O processo de amonificação, também conhecido como mineralização da matéria

orgânica, transforma o nitrogênio orgânico em inorgânico. Essa reação é realizada por bactérias saprófitas e alguns tipos de fungos, originando como produto o amônio, esse íon pode ser absorvido pela cultura e/ou ser oxidado até nitrato pelo processo de nitrificação (SAEED *et al.*, 2014).

A nitrificação é uma rota biológica de transformação do nitrogênio, sendo uma reação de oxidação do amônio à nitrito e posteriormente à nitrato. A Equação abaixo apresenta a reação de nitrificação do amônio a nitrato, essa reação requer ambientes aeróbios, por isso ocorre em maior proporção na parte superior do SAC, visto que é o local onde há maior aeração decorrente da incorporação do oxigênio através do aerênquima da cultura. As bactérias que realizam a conversão são as *Nitrossomonas*, responsáveis pela fase de nitritação, ou seja, transformação do amônio em nitrito, e as *Nitrobacter*, responsáveis pela transformação do nitrito em nitrato (Equações 05 e 06). Segundo Krause (2006), os valores ótimos de pH para o *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* se encontram na faixa de 5 a 9, apresentando faixa ótima entre 6,5 e 8,6.



Conforme apresentado nas equações acima pode ser observado que a reação libera prótons na solução, deste modo acarreta na redução do pH do efluente. Sendo assim, é possível utilizar a diminuição do pH como um indicativo de nitritação, caso essa redução venha acompanhada de elevada concentração de nitrito (KRAUSE, 2006).

O processo biológico que irá efetivamente retirar o nitrogênio do sistema de tratamento é denominado desnitrificação. Essa reação pode ocorrer em ambientes anóxicos ou com restrição de oxigênio, onde acontecerá a redução no nitrato a óxido nitroso e posteriormente até nitrogênio atmosférico. Na desnitrificação heterotrófica utiliza a matéria orgânica como doador de elétrons, esse processo gera lodo como subproduto (PHILIPS, 2008). A faixa ideal de pH para que ocorra a desnitrificação encontra-se entre 7 e 9 (FIA,

2009).

A volatilização da amônia é um processo físico onde ocorre a liberação do gás amônia para a atmosfera, gerando uma redução na concentração de nitrogênio do efluente. Esse processo ocorre em ambientes mais alcalinos, onde o pH é maior que 9, sendo considerada praticamente nula em efluentes com pH abaixo de 7 (SAEED, *et al.*, 2014; KRAUSE, 2006). A Figura 1 apresenta o comportamento da concentração dos íons de amônia e amônio de acordo com o pH da solução.

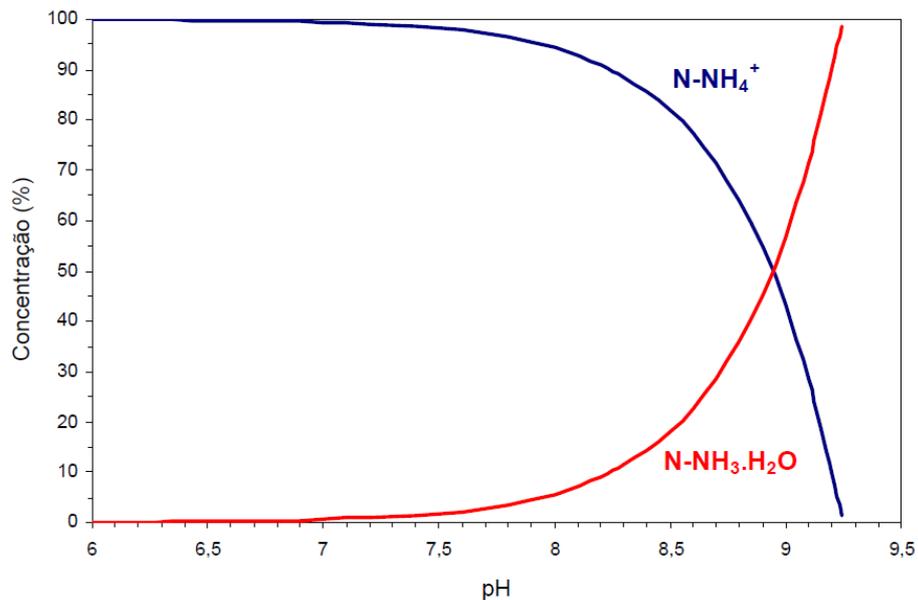


Figura 1. Curva de equilíbrio entre íon amônio e amônia em função do pH (KIELING, 2004).

Novas rotas biológicas de remoção de nitrogênio têm sido estudadas e elucidadas como alternativas às vias convencionais de redução de nitrogênio. Sendo assim, abaixo serão explicadas algumas vias não convencionais de redução de nitrogênio em SAC's.

1. Nitrificação-desnitrificação parcial

A rota de nitrificação-desnitrificação parcial ocorre através do processo de nitrificação. Segundo Saeed e Sun (2014), fatores como a elevação do pH e a baixa

concentração de oxigênio disponível na solução aliada a temperaturas de 25 a 30°C, favorecem o aumento populacional das bactérias que oxidam o amônio, acarretando portanto no aumento na concentração de nitrito no efluente.

2. ANAMMOX (*Anaerobic Ammonium Oxidation*)

O processo ANAMMOX acontece em condições de restrições de oxigênio e elevada concentração de nitrogênio. O nitrogênio amoniacal é diretamente oxidado a nitrogênio atmosférico, por meio de bactérias anaeróbias facultativas e com o nitrito funcionando como acceptor de elétrons (SCHEERE, *et al.*, 2011). Segundo Strous *et al.* (1998), a razão estequiométrica para que ocorra esse processo está na faixa de amônio:nitrito de 1:1,32.

3. CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite*)

O processo CANON funciona por meio da associação dos processos ANAMMOX e nitrificação, sendo assim o amônio é oxidado a nitrito e conseqüentemente as mesmas bactérias responsáveis pela ANAMMOX convertem o nitrito a nitrogênio atmosférico (SAEED E SUN, 2014, PHILIPS, 2008). Segundo Philips (2008), a ação das bactérias aeróbias e anaeróbias oxidadoras de amônio, quando submetidas a condições limitadas de oxigênio, resulta em uma quase completa conversão de amônio a nitrogênio gasoso. O processo CANON é autotrófico, sendo assim não necessita de fontes externa de carbono.

- **Fósforo**

O fósforo é um macronutriente para as plantas, sendo requerido em grandes quantidades. A eficiência de remoção de fósforo em sistemas alagados construídos mostrou-se variável nas diferentes pesquisas realizadas, Sousa *et al.* (2000) encontrou uma remoção total de (100%) em um SAC cultivado com junco tratando um pós-efluente de esgoto sanitário, enquanto Chagas (2008) encontrou para o tratamento de esgoto doméstico com lírio amarelo uma remoção entre 27,9% e 42,26%. Segundo Vieira *et al.* (2010) o fósforo é removido pelas

plantas macrófitas, com imobilização microbiana, fica retido no subsolo e precipita-se na coluna de água, não ocorrendo perdas pela forma gasosa.

O fósforo é encontrado nas águas de modo geral, na forma de ortofosfato (PO_4), polifosfato e fosfato orgânico. Entre essas formas disponíveis de fósforo, a forma de ortofosfato é a mais acessível aos micro-organismos, uma vez que não precisa de conversões a formas mais simples (FERREIRA, 2012).

- **Cor**

A presença de cor na água residuária é originada pela existência de sólidos dissolvidos no efluente, oriundos da decomposição da matéria orgânica. Este parâmetro pode ser de origem antropogênica, no caso de lançamento de resíduos industriais e esgotos domésticos, e natural decorrente da decomposição da matéria orgânica naturalmente presente em corpos hídricos (PEREIRA, 2004). Segundo o trabalho de Oliveira *et al.* (2015), a eficiência de remoção de cor foi de 94% e este resultado apresentou forte correlação com a remoção de sólidos dissolvidos.

- **Turbidez**

A turbidez é relativa à presença de sólidos suspensos, é representada por unidades de turbidez formazina (FTU). Esse parâmetro pode ser estimado pelo método Discos de Secchi que avalia em quantos metros de submersão é possível verificar as partes do disco. Outra forma de verificar a turbidez é pelo equipamento eletrônico chamado turbidímetro, esse possui a vantagem de eliminar a contribuição da luz na leitura. A remoção de turbidez em SAC's é ampla variando de 45% até 94% (OLIVEIRA *et al.*, 2015; WUROCHEKKE *et al.*, 2014; SILVA E ROSTON, 2010). Durante o estudo do tratamento de água residuária proveniente da sala de ordenha de bovinocultura, foi encontrada uma remoção de 60% da turbidez, sendo considerada uma redução significativa considerando que o efluente é de produção animal e por isso possui elevada quantidade de sólidos suspensos (SILVA E ROSTON, 2010).

- **Condutividade elétrica**

No efluente existem substâncias capazes de conduzir eletricidade. Isso se deve à presença de íons com carga negativa (ânions) e positiva (cátions) que fecham um circuito elétrico conduzindo eletricidade. As soluções que possuem esses íons são chamadas de soluções iônicas ou eletrolíticas. Segundo o trabalho realizado por Oliveira *et al.* (2015), houve o aumento da condutividade elétrica após o tratamento em SAC, atribuiu-se esse acréscimo aos elementos que compõem o substrato e às substâncias liberadas dos processos biológicos. No entanto, no trabalho realizado por Avelar (2012), observou-se uma redução da condutividade elétrica após o tratamento em SAC, sendo que esse decréscimo foi ainda maior no SAC cultivado, tal fato foi atribuído ao aporte de íons pela cultura e à precipitação de sais no meio.

MATERIAL E MÉTODOS

1. Local

O trabalho foi desenvolvido na área experimental do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecida como “Fazendinha Agroecológica” localizada no município de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro (latitude 22°48'00''S; longitude 43°41'00''W; altitude de 33 metros). O SIPA é fruto de um convênio entre Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária (EMBRAPA) Agrobiologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO – RIO). Com uma área total de 59 ha, ela é caracterizada como um espaço destinado à experimentação agrícola sob o manejo agroecológico. O clima da região, de acordo com a classificação climática de Köppen, é do tipo Aw, apresentando verão caracteristicamente chuvoso e inverno seco, com precipitação média anual em torno de 1.213 mm e temperatura média e mínima anual de 25,7°C e 19,6°C, respectivamente (GENUNCIO, 2009). O experimento foi conduzido entre o período de março e agosto de 2015.

2. Aspectos construtivos

A estação piloto de tratamento foi composta por: caixa receptora de ARB, tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de material inerte, caixa reguladora de vazão e SAC.

O sistema de tratamento foi alimentado duas vezes ao dia, uma pela manhã e outra na parte da tarde, em cada alimentação era passado 250 litros de efluente, totalizando 500 litros por dia. Sendo assim, o tempo de detenção hidráulica (TDH) no SAC foi de 1,72 dias (41 horas), considerando o volume de poros da brita 1 igual a 50%. O cálculo do TDH é apresentado na Equação 07.

$$TDH = \frac{\text{Volume do SAC (m}^3\text{)}}{\text{Vazão de entrada } \left(\frac{\text{m}^3}{\text{dia}}\right)} \quad (07)$$

Devido à elevada concentração de sólidos presentes no efluente foi utilizado um tanque séptico. Deste modo, foi adquirido um reservatório de 10.000 litros com diâmetro de 2,78 metros e uma profundidade de 1,93 metros. A alimentação do tanque séptico foi realizada por meio do bombeamento da água do reservatório da ARB, a cada dois dias com a finalidade de obter um tempo de decantação mínimo de 14 horas. O tempo de detenção hidráulica utilizado no tanque séptico foi de 6 a 8 horas, entretanto poderia ser utilizado um valor maior para favorecer o processo de sedimentação.

Após sair do tanque séptico o efluente passava pelo o filtro anaeróbio. O qual foi constituído por uma caixa d'água de mil litros preenchida com brita 1, possuía fluxo vertical e ascendente onde o afluente atravessava a camada de brita de baixo para cima mantendo condições anaeróbias.

Em seguida, o efluente passava por um filtro de material inerte, que consistia de um tanque plástico com volume de 94,2 litros, e 40 cm de diâmetro e 75 cm de altura. O seu interior foi preenchido com conduíte plástico picado inserido entre duas camadas de brita 1 com altura de aproximadamente 5 cm cada, com a finalidade de facilitar a circulação do efluente (Figura 2).

Na última etapa de tratamento o efluente foi levado a um sistema de alagado construído (SAC), que foi construído em alvenaria e impermeabilizado com lona de PVC de 0,5 mm de espessura e seu interior foi preenchido com brita 1 até a altura de 40 cm e 5 cm de areia para fixar a cultura e apresentava uma área superficial de 4 m² (Figura 3).

Utilizou-se a cultura do arroz (*Oryza sativa*) devido essa espécie apresentar boa adaptação em SACs (BRASIL, 2005). A variedade de arroz utilizada foi a SCS 116 Satoru, possui as seguintes características: ciclo longo, boa estatura, resistente a acamamento, alto perfilhamento, grãos de alta qualidade, produtividade média de 9,4 toneladas por hectare, altura média de 95 cm, susceptível a brusone e resistente a toxidez por ferro (EPAGRI, 2015).



Figura 2. Filtro anaeróbico e filtro de material inerte.



Figura 3. Sistema alagado construído cultivado com arroz.

3. Caracterização da água residuária utilizada

A água residuária utilizada foi proveniente da atividade de bovinocultura de leite realizada no Sistema Integrado de Produção Agroecológica, localizado no município de Seropédica, no estado do Rio de Janeiro. A bovinocultura de leite tem como principal

resíduo as fezes e a urina dos bovinos, no entanto ainda há no efluente a água da lavagem, pelos, leite (colostró) e gordura do corpo do animal e do leite.

A bovinocultura leiteira do SIPA é produzida de forma orgânica, sendo assim a unidade de produção respeita o bem-estar animal; mantém um nível higiênico em todo o processo criatório, compatível com as normas de saúde pública vigentes; adota técnicas sanitárias preventivas sem o emprego de produtos proibidos; contempla uma alimentação nutritiva, sadia e farta; conserva a água para dessedentação é isenta de aditivos químicos e/ou estimulantes; dispõe de instalações higiênicas, funcionais e confortáveis; pratica um manejo capaz de maximizar uma produção de alta qualidade biológica e econômica; utiliza raças, cruzamentos e o melhoramento genético (não OGM/transgênicos), compatíveis tanto com as condições ambientais e como estímulo à biodiversidade (MAPA, 1999).

A Tabela 10 abaixo apresenta os parâmetros da água residuária de bovinocultura leiteira utilizada na estação de tratamento. As análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes do Departamento de Engenharia da UFRRJ, seguindo as recomendações contidas no APHA (1995).

Tabela 10. Caracterização da água residuária de bovinocultura de leite proveniente do Sistema Integrado de Produção Agroecológica.

Parâmetros	Média dos valores
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	1973,80
Fósforo* (mg.L ⁻¹)	75,92
Amônia (mg.L ⁻¹)	229,92
Nitrato (mg.L ⁻¹)	46,84
Nitrito (mg.L ⁻¹)	2,17
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	120,88
pH	6,79
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1775,37

4. Avaliações

O desempenho do sistema de tratamento de água residuária, foi avaliado por meio das seguintes análises: demanda química de oxigênio (DQO), fósforo, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total Kjeldahl, turbidez, condutividade elétrica, turbidez, cor e pH. As análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes do Departamento de Engenharia da UFRRJ, seguindo as recomendações contidas no APHA (1995). Foram realizadas as coletas de amostras em garrafas plásticas de 500 mL após os seguintes pontos: caixa receptora de água residuária, tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de material inerte e sistema alagado construído (Figura 4). Totalizando cinco coletas para cada dia de análise realizada. Foram feitas seis análises, totalizando 30 coletas de amostras. A Tabela 11 apresenta os dias de análises e o número dessas análises.

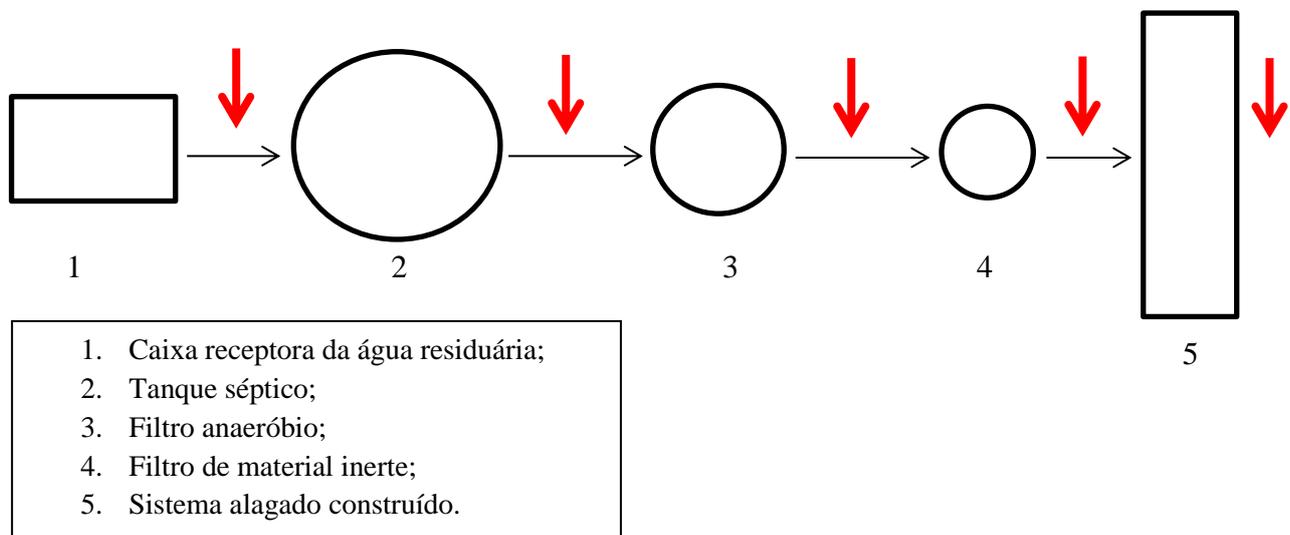


Figura 4. Croqui da estação de tratamento com seus respectivos pontos de coleta.

Tabela 11. Apresentação das datas de coleta com seus respectivos números de análises.

Data de coleta	Ordem das análises
16 de junho de 2015	1º análise
25 de junho de 2015	2º análise
30 de junho de 2015	3º análise
07 de julho de 2015	4º análise
16 de julho de 2015	5º análise
21 de julho de 2015	6º análise

5. Procedimentos para colheita e produção do arroz

A produção das mudas de arroz foi realizada em sementeiras, sendo semeadas três sementes em cada cova, no dia 10 de março de 2015. Após 21 dias, no dia 01 de abril, as mudas foram transplantadas para o sistema alagado construído, no espaçamento 15 X 15 cm, totalizando 126 plantas. Ressalta-se que essas mudas estavam no subperíodo de desenvolvimento vegetativo e estágio V2, onde a muda encontra-se com o colar formado na segunda folha (Figura 5 A).

A colheita foi realizada quando os grãos atingiram uma coloração creme, conforme a Figura 5 B, no dia 03 de agosto de 2015, 143 dias após a germinação. Foram coletadas vinte plantas ao longo do SAC, sendo escolhidas as plantas mais representativas. As bordaduras foram eliminadas a fim de reduzir o efeito das características externas como vento, maior incidência de pragas e insolação. No ato da colheita foram determinadas as seguintes características: comprimento da parte aérea, comprimento de raiz, massa fresca da parte aérea e massa fresca de raiz. Posteriormente as raízes e a parte aérea foram secas em estufa por 72 horas a 60°C, e foi determinada a massa seca. Além disso, foram determinados o número de perfilhos viáveis, peso médio de mil grãos e porcentagem de grãos férteis.

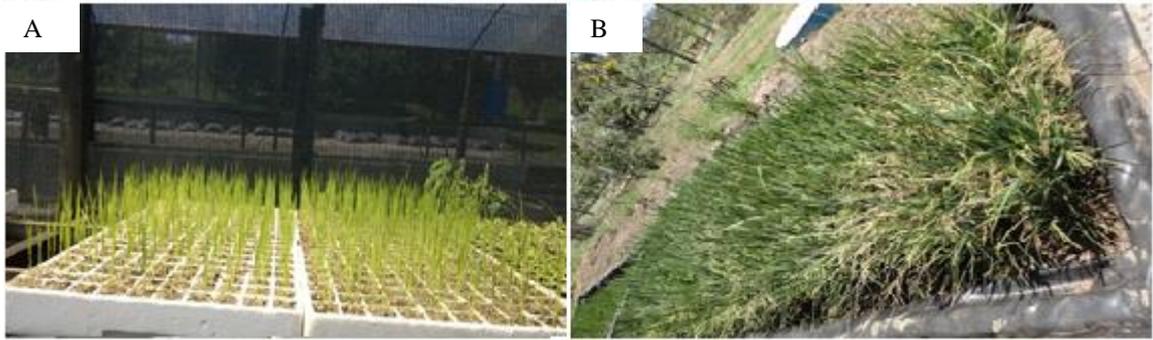


Figura 5. A. Mudanças de arroz prontas para o transplante. B. Arroz no ponto de colheita.

6. Levantamentos dos dados

Foram analisados os seguintes parâmetros, para cada componente da estação piloto de tratamento: DQO, fósforo, amônia, nitrato, nitrito, NTK, cor, condutividade elétrica, pH e turbidez. Para cada parâmetro avaliado foram realizadas as seguintes análises: média, mínimo, máximo e o desvio padrão.

7. Memorial de cálculos

Cálculo da área superficial necessária para o tratamento de um afluente com a concentração de DBO no valor de 200 mg.L^{-1} .

$$A_s = S_0 * Q / L_s$$

Onde:

A_s – Área superficial do SAC (ha)

S_0 – Concentração de DBO na entrada do SAC (kg.m^{-3})

Q - Vazão na entrada do SAC ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)

L_s - Taxa de aplicação superficial ($\text{kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$)

A taxa de aplicação utilizada foi de $500 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, uma vez que esse é o maior valor admitido no sistema alagado construído. Sendo assim, o cálculo da área superficial foi realizado conforme a equação abaixo.

$$A_s = 0,2 * 1 / 500 = 0,0004 \text{ hectares} = 4 \text{ m}^2$$

Observa-se que a vazão utilizada para o dimensionamento foi de 1000 L.d^{-1} , no entanto a vazão efetivamente utilizada na entrada do SAC foi de 500 L.d^{-1} . Essa modificação foi realizada com intuito de aumentar o tempo de detenção hidráulica. A área superficial necessária para tratar a mesma concentração com uma vazão de 500 L.d^{-1} , seria de apenas de 2 m^2 .

Após o dimensionamento da área superficial, o SAC foi construído a partir do aproveitamento de um canal trapezoidal já existente no local, esse possui as dimensões descritas abaixo. Sendo assim, foi calculado volume do SAC a partir da área do trapézio isósceles multiplicado pela altura, conforme a equação abaixo.

$$V = A_b * h$$

$$A_b = (B+b) * h / 2$$

Onde:

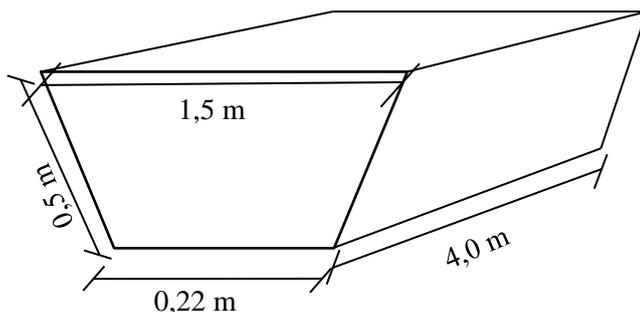
V – Volume do sistema alagado construído (m^3)

A_b – Área da base (m^2)

B – base maior (m)

b- base menor (m)

h – altura (m)



$$A_b = (1,5 + 0,22) * 0,5 / 2 = 0,43 \text{ m}^2$$

$$V = 0,43 * 4 = 1,72 \text{ m}^3$$

Obtido o volume, foi calculado o tempo de detenção hidráulica (TDH) do SAC de acordo com a equação abaixo. Inicialmente foi calculado o volume do total do SAC e posteriormente o valor obtido foi multiplicado pelo volume de poros da brita, ou seja, o volume útil do SAC. Sendo a vazão na entrada do SAC igual a $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ e o volume de poros da brita 1 igual a 50%.

$$\text{TDH} = \frac{\text{Volume do SAC (m}^3\text{)}}{\text{Vazão de entrada (}\frac{\text{m}^3}{\text{dia}}\text{)}}$$

$$\text{TDH} = 1,72 / 0,5 = 3,44 \text{ dias}$$

$$\text{TDH} = 1,72 \text{ dias}$$

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As análises serão descritas de acordo com a ordem apresentada na estação de tratamento: tanque séptico, filtro anaeróbio, filtro de material inerte e sistema alagado construído.

1. Tanque séptico

A Tabela 12 apresenta os resultados referentes ao tanque séptico. A função do tanque séptico no sistema de tratamento é a remoção de sólidos por meio de processos físicos. Sendo assim, estarão como base da eficiência do tanque de sedimentação os parâmetros de cor e turbidez, uma vez que representam a quantidade de sólidos dissolvidos e suspensos, respectivamente. No entanto, também foram analisados os seguintes parâmetros: pH, DQO, nitrito, nitrato, condutividade elétrica, NTK e fósforo para deste modo, poder avaliar a importância do tanque séptico na redução desses parâmetros, por meio do processo de digestão.

A remoção de sólidos dissolvidos (cor) foi de 45%, essa remoção ocorreu devido à separação física da cor presente na água residuária bruta, por meio do processo de sedimentação. Observou-se uma elevada variação entre os valores das amostras em relação à média, tal fato ocorre por causa da diluição do efluente pelas chuvas. A turbidez foi reduzida em 59%, uma vez que estes ficaram retidos no tanque de sedimentação, essa remoção está de acordo com as citadas na literatura que encontra-se entre 50 e 60% (JORDÃO e PESSOA, 1995; MACINTYRE, 1996).

O pH variou de 6,42 até 7,25, houve um acréscimo de 5% no valor de saída indicando uma degradação anaeróbia da matéria orgânica, uma vez que essa reação gera íons de hidroxilas como subproduto, por isso houve uma redução de 17% de DQO (SAEED *et al.*, 2014). Outro indicativo de ambiente anaeróbio no tanque séptico foi a redução na concentração de nitrato, em 33%, e o acréscimo de nitrito de 14% (EEA, 2015).

Tabela 12. Análises referentes à entrada e saída do tanque séptico.

Tanque Séptico									
Parâmetros	Entrada**				Saída**				
	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	1212,38	1973,80	2465,08	569,53	690,87	1635,69	2747,25	1032,35	
Amônia (mg.L ⁻¹)	95,00	229,92	595,00	191,25	93,00	212,83	447,50	167,89	
Nitrato (mg.L ⁻¹)	27,10	46,84	79,70	22,85	16,90	31,40	76,00	25,16	
Nitrito (mg.L ⁻¹)	1,81	2,17	2,66	0,33	0,85	2,48	7,42	2,77	
pH	6,42	6,79	6,98	0,23	7,03	7,12	7,25	0,09	
Cor (PtCo)	258,00	6722,17	9775,00	3393,69	231,00	3713,50	6175,00	2070,22	
Turbidez (FTU)	16,41	475,19	657,75	230,26	11,59	195,97	281,50	96,57	

** Resultados realizados pela avaliação de 6 amostras.

2. Filtro anaeróbio e filtro de material inerte

A Tabela 13 apresenta os resultados referentes à entrada e saída do filtro anaeróbio. A função do filtro anaeróbio na estação de tratamento é a redução de todos os parâmetros, por meio de processos anaeróbios.

A Tabela 14 apresenta os resultados referentes ao filtro de material inerte. A função do filtro de material inerte é semelhante a do filtro anaeróbio, sendo portanto avaliada a remoção de todos os parâmetros. As diferenças do filtro de material inerte para o filtro anaeróbio são as seguintes: a. O filtro de material inerte possui fluxo vertical; b. O tempo de contato entre o efluente e o sistema de tratamento é menor, uma vez que o volume desse é menor e ambos possuem a mesma vazão de entrada. O material filtrante utilizado foi conduite picado, esse material possui alta rugosidade e possibilita um maior desenvolvimento de micro-organismos.

Os resultados do filtro de material inerte estão de acordo com os apresentados para o filtro anaeróbio, no entanto, com uma remoção inferior, uma vez que o tempo de contato foi inferior.

Sendo assim, houve a redução dos parâmetros cor (19%) e turbidez (9%) e acréscimo na

Em ambos os filtros, o parâmetro pH variou entre os valores de 7,03 até 7,4, mantendo-se na faixa ideal para que ocorra as reações anaeróbias. Verificou-se que após o tratamento houve um acréscimo de 2% no valor do pH, a alta concentração de nitrogênio amoniacal contribui para a elevação do pH (EEA, 2015; SILVA, 2014).

A DQO foi reduzida em 36% e 5% no filtro anaeróbio e no filtro de material inerte, respectivamente. Tal fato, indica a ocorrência de degradação anaeróbia no efluente, através dos processos de fermentação e metanogênese (SAEED *et al.*, 2014). Sendo assim, há o consumo da matéria orgânica mediante a sua transformação em metano e dióxido de carbono.

A remoção de nitrogênio provavelmente ocorreu mediante a redução do nitrato a amônia e pela redução a nitrogênio atmosférico (desnitrificação). Esses fatos são evidenciados pela associação da condição de anaerobiose com a redução na concentração de nitrato, no filtro anaeróbio (41%) e no filtro de material inerte (10%), e acréscimo em 2% na concentração de amônia em ambos os filtros, além disso houve uma redução em torno de 10% do NTK (EEA, 2015). No entanto, a redução de nitrato foi de aproximadamente 13 mg.L⁻¹, enquanto o acréscimo de amônia foi de apenas 3 mg.L⁻¹, sendo assim, foi considerado que a

maior parte da remoção de nitrato foi decorrente do processo de desnitrificação. Resultados semelhantes foram encontrados por Duda e Oliveira (2011), no qual o efluente oriundo da criação de suínos foi submetido ao tratamento em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e verificou-se uma redução de 52% na concentração de nitrogênio total, essa redução foi atribuída ao processo de desnitrificação.

A eficiência na remoção da cor e da turbidez foi de 17% e 32%, para o filtro anaeróbio e de 19% e 9%, para o filtro de material inerte, respectivamente. Tais remoções são decorrentes do processo físico de filtração, assim como a degradação anaeróbia da matéria orgânica. Em relação à condutividade elétrica houve uma remoção de 2% em ambos os filtros, a baixa redução desse parâmetro é devido ao processo simultâneo de solubilização e remoção de íons pelas reações anaeróbias (OLIVEIRA, *et. al*, 2015; AVELAR, 2012).

O fósforo apresentou uma redução em torno de 6% para os dois filtros. Esse resultado representa um pequeno aporte de fósforo pelo sistema. No entanto, no trabalho realizado por Duda e Oliveira (2011), no qual o efluente oriundo da criação de suínos foi submetido ao tratamento em reatores anaeróbios de fluxo ascendente, a redução na concentração de fósforo total manteve-se entre 42 a 69%, a remoção de fósforo foi decorrente de retenção de sólidos e da precipitação.

Tabela 13. Análises referentes à entrada e saída do filtro anaeróbio.

Parâmetros	Entrada**				Saída**			
	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	690,87	1635,69	2747,25	1032,35	436,41	1040,33	1704,22	658,78
Fósforo* (mg.L ⁻¹)	28,50	64,71	82,50	19,89	30,25	60,46	79,00	16,56
Amônia (mg.L ⁻¹)	76,50	175,00	367,50	138,00	72,00	177,92	387,50	143,25
Nitrato (mg.L ⁻¹)	16,90	31,40	76,00	25,16	14,00	18,64	76,00	6,56
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,85	2,48	7,42	2,77	0,66	0,99	1,21	0,23
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	86,00	109,00	128,75	22,83	75,50	97,31	115,25	16,67
pH	7,03	7,12	7,25	0,09	7,06	7,27	7,44	0,16
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1141,20	1544,98	1956,40	317,68	1151,20	1520,18	1957,10	324,59
Cor (PtCo)	231,00	3713,50	6175,00	2070,22	165,00	3073,33	6625,00	2181,60
Turbidez (FTU)	11,59	195,97	281,50	96,57	9,31	132,55	215,25	77,27

*Os valores de fósforo foram medidos na forma de ortofosfato (PO₄).

** Resultados realizados pela avaliação de 6 amostras.

Tabela 14. Análises referentes à entrada e saída do filtro de material inerte.

Parâmetros	Entrada**				Saída**			
	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	436,41	1040,33	1704,22	658,78	353,27	987,55	1769,72	668,63
Fósforo* (mg.L ⁻¹)	30,25	60,46	79,00	16,56	30,25	56,25	80,50	17,28
Amônia (mg.L ⁻¹)	87,50	216,50	472,50	174,66	91,00	212,17	462,50	162,75
Nitrato (mg.L ⁻¹)	14,00	18,64	29,80	6,56	12,90	16,80	29,80	3,59
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,66	0,99	1,21	0,23	0,66	0,95	1,16	0,21
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	75,50	97,31	115,25	16,67	66,50	85,50	118,50	23,42
pH	7,06	7,27	7,44	0,16	6,91	7,24	7,38	0,19
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1151,20	1520,18	1957,10	324,59	1151,90	1519,55	1928,50	316,48
Cor (PtCo)	165,00	3073,33	6625,00	2181,60	152,00	2487,83	4125,00	1406,08
Turbidez (FTU)	9,31	132,55	215,25	77,27	7,54	120,67	195,50	66,29

*Os valores de fósforo foram medidos na forma de ortofosfato (PO₄).

** Resultados realizados pela avaliação de 6 amostras.

3. Sistema alagado construído

Os resultados referentes à entrada e saída do SAC estão apresentados na Tabela 15. Nessa tabela são apresentados os valores de mínimo, máximo, média e de desvio padrão para cada parâmetro avaliado.

Em relação ao parâmetro DQO foi observado uma redução de 35%. Quando comparada aos valores encontrados por outros autores (OLIVEIRA *et. al.*, 2015; SILVA *et. al.*, 2015; MENDONÇA *et. al.*, 2015; PELISSARI *et. al.*, 2013; SILVA E ROSTON, 2010; MATOS *et. al.*, 2010), esse percentual foi considerado não satisfatório, uma vez que os percentuais observados pelos autores encontram-se entre 70 e 99%. Essa baixa remoção pode ser decorrente de dois fatores simultaneamente, são eles: a alta concentração de lipídios no efluente e a necessidade de um tempo de detenção hidráulica maior. Ressalta-se que, não foram realizadas análises da concentração de lipídeos para quantificar de modo preciso a quantidade de gordura presente no efluente que pode ser proveniente do leite, das fezes e/ou do próprio animal. Dessa forma, a alta concentração de lipídios no efluente aumenta o percentual de DQO que não pode ser digerido por micro-organismos, uma vez que os lipídios só são removidos por processos químicos (lipases, digestão) ou físicos (caixa de gordura) (MENDES *et. al.*, 2005). Sendo assim, esse lipídio foi contabilizado na DQO, porém não foi removido pelo sistema, aumentando o percentual não removido pelo sistema de tratamento.

Aliado a isso, a DQO na entrada do SAC foi de 987 mg.L^{-1} , tal fato evidencia uma elevada carga orgânica para o sistema de tratamento. Sendo assim, seria necessário um maior tempo de contato entre o sistema de tratamento e o efluente para que fosse possível a decomposição dessa carga orgânica pelos micro-organismos. Para que isso seja possível é necessário o aumento de tamanho do SAC e/ou a redução da vazão de entrada. Outra opção seria a instalação de um SAC de fluxo vertical anteriormente ao SAC de fluxo horizontal, uma vez que o fluxo vertical favorece a oxigenação da água residuária, favorecendo, portanto, a redução da concentração DQO na entrada do SAC. De acordo com Cardoso *et al.*, 2015 o uso simultâneo do SAC vertical e horizontal permite o aumento da eficiência global na remoção de DQO, ou seja, proporciona uma maior eficiência do que se fossem utilizados de forma isolada. A remoção da carga orgânica em SAC de escoamento vertical varia entre 69 até 99% (CARDOSO, *et al.*, 2015; SARMENTO, 2010; SILVA, 2007).

A remoção da DQO aconteceu por meio da remoção da matéria orgânica pela via aeróbia e pela via anaeróbia. A degradação aeróbia da matéria orgânica ocorreu na zona de raízes, uma vez que é a região onde tem o suprimento de oxigênio pelas macrófitas. Essas bactérias utilizaram o oxigênio como acceptor final de elétrons e liberaram o dióxido de carbono e amônio. Já a degradação anaeróbia ocorreu na parte inferior do SAC, uma vez que é a região que possui menor concentração de oxigênio dissolvido, essa remoção de carga orgânica ocorreu em duas etapas denominadas fermentação e metanogênese.

O pH observado permaneceu entre os valores de 6,87 – 7,38 apresentando-se dentro da faixa de neutralidade. Na Figura 6 é possível constatar que o pH de entrada foi sempre superior ao de saída, evidenciando reações que liberam prótons na solução.

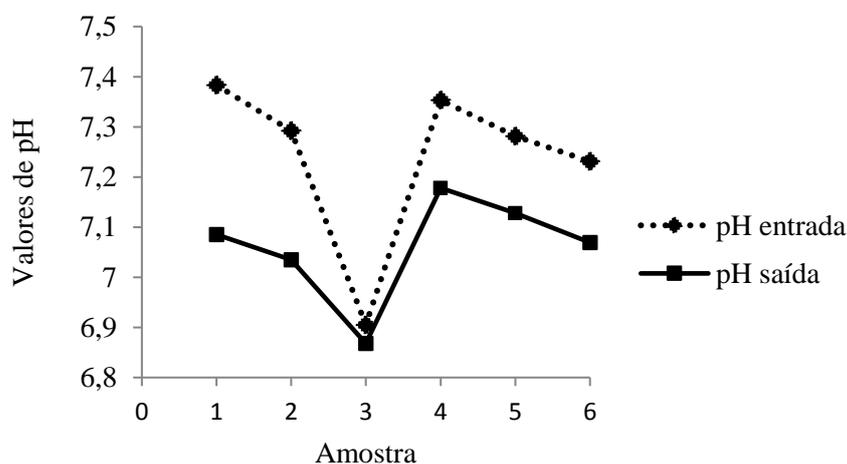


Figura 6. Variação dos valores de pH na entrada e saída do sistema alagado construído.

A Figura 7 apresenta os valores de condutividade elétrica na entrada e saída do SAC. Foi constatada uma baixa remoção de íons presentes na solução, tal fato ocorre devido ao aporte desses íons pela cultura ao mesmo tempo em que os processos biológicos liberam íons em solução. Sendo assim, houve um equilíbrio entre o aporte e a liberação de íons em solução acarretando numa baixa redução da condutividade elétrica (OLIVEIRA, *et. al*, 2015; AVELAR, 2012; FIA, 2009). Segundo Fia (2009) a redução da condutividade elétrica pode

ser explicada pela precipitação dos íons no meio e pela sua absorção pelas plantas, assim como o aumento pode ser explicado pela degradação da matéria orgânica que liberam íons na solução e pela perda de água pela evapotranspiração que aumento a concentração da solução.

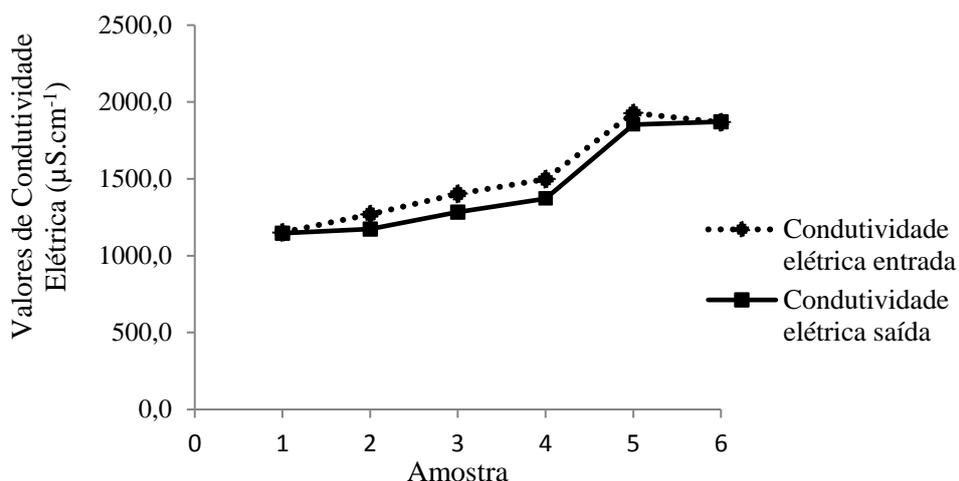


Figura 7. Variação dos valores de condutividade elétrica na entrada e saída do sistema alagado construído.

A turbidez apresentou uma remoção média de 43%, os valores variaram entre 5,52 até 195,50 FTU. Essa grande amplitude nos valores analisados são decorrentes do acontecimento de dias seguidos de alta pluviosidade, acarretando a diluição do efluente. A remoção da turbidez é decorrente do processo de filtração pelo substrato e sistema radicular. Valores semelhantes foram encontrados por Wurochekke (2014) no emprego do SAC para o tratamento de águas cinzas. A Figura 8 mostra o comportamento dessa variável na entrada e saída do SAC.

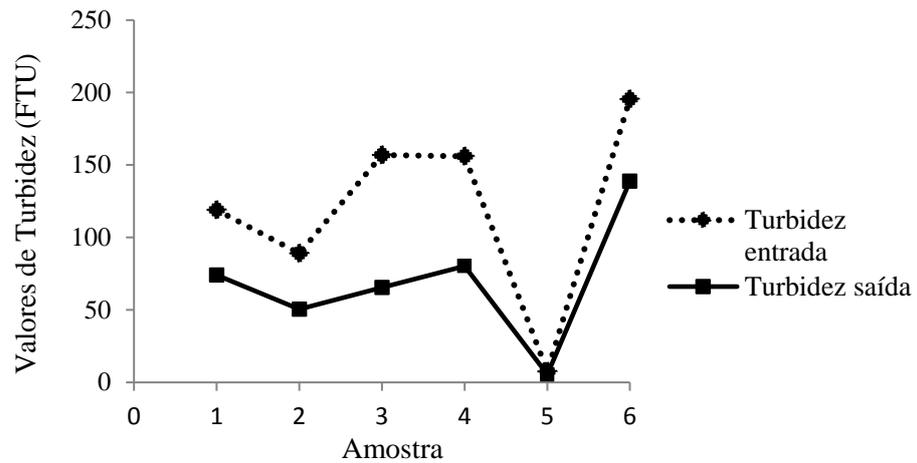


Figura 8. Variação dos valores de turbidez na entrada e saída do sistema alagado construído.

O parâmetro cor apresentou uma remoção de 23%, variando entre os valores de 56 até 4125 PtCo. A remoção desse parâmetro foi considerada insatisfatória, tal fato pode estar relacionado ao baixo tempo de detenção hidráulica, uma vez que o tempo necessário para remover a elevada quantidade de sólidos dissolvidos é superior a dois dias (OLIVEIRA *et. al.* 2015). A Figura 9 apresenta a variação dos valores referentes ao parâmetro cor, na entrada e saída do SAC.

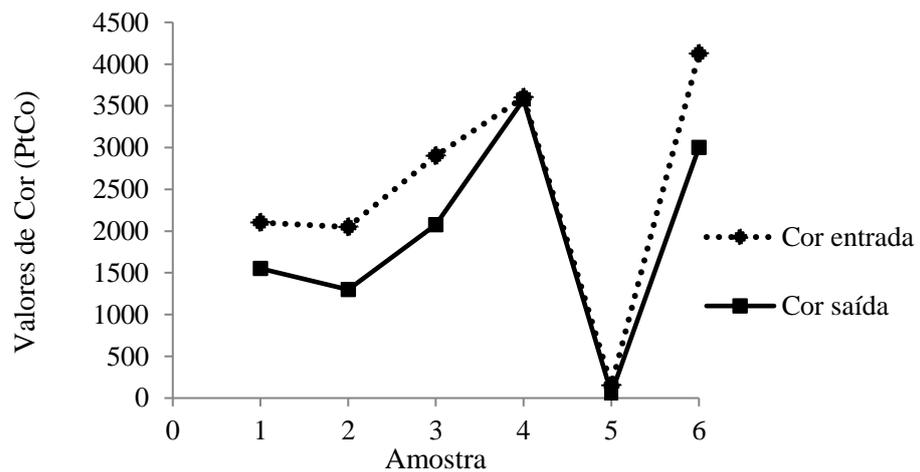


Figura 9. Variação dos valores de cor na entrada e saída do sistema alagado construído.

Os valores encontrado para fósforo variaram entre 29 a 80,50 mg.L⁻¹, com um percentual de remoção médio de 1,5%. A Figura 10 apresenta a variação desse parâmetro ao longo do tempo, sendo observado que em todas as coletas de amostras houve uma redução na concentração de fósforo. A baixa remoção desse parâmetro pode ser devido ao baixo tempo de contado entre o efluente e o SAC e a elevada carga orgânica de entrada (FIA 2009). A baixa remoção de fósforo também foi relatada por Pelissari, *et al* (2013), na qual a redução desse nutriente foi de apenas 10%. As plantas possuem um papel importante na remoção de fósforo, sendo assim existe uma forte correlação entre a espécie vegetal e a redução na concentração de fósforo da água residuária (MATOS, *et al.*, 2009). Dessa forma, Matos *et al.* (2009) verificou que a Taboa e *Alternanthera* apresentaram elevada extração de fósforo quando comparadas à outras espécies vegetais.

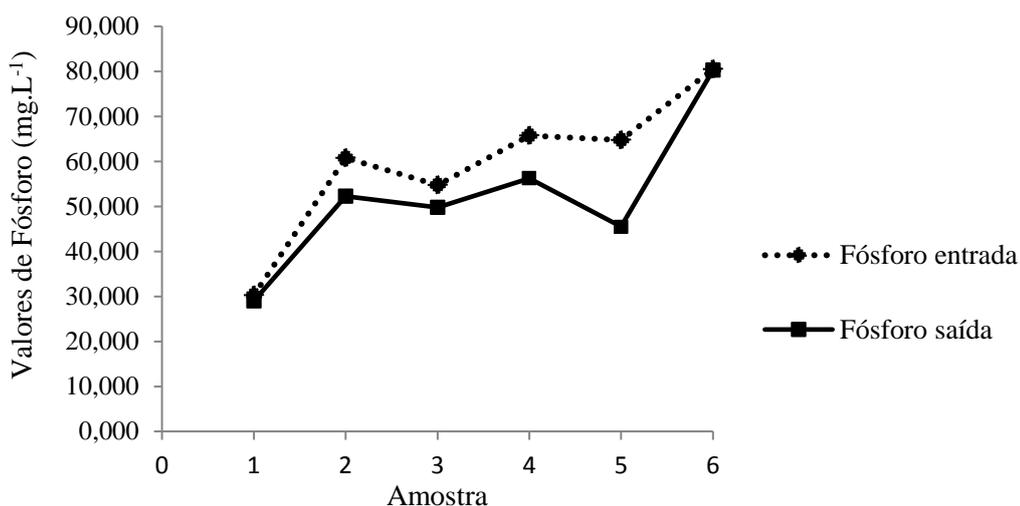


Figura 10. Variação dos valores de fósforo na entrada e saída do SAC.

Conforme explicado anteriormente, o nitrogênio é um íon que está presente de diferentes formas no efluente, neste trabalho foram estudadas as seguintes formas de nitrogênio: amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio total Kjeldahl.

A remoção de nitrogênio em SACs começa após a transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio inorgânico (amônio), processo denominado amonificação. O íon

amônio pode ser absorvido pela cultura e/ou ser oxidado até nitrato pelo processo de nitrificação (SAEED *et al.*, 2014). A remoção de amônia (NH₃) foi de 18%, os valores variaram de 67,5 até 462,5 mg.L⁻¹. A baixa remoção desse parâmetro pode ser explicada pela elevada carga orgânica aplicada na entrada do SAC que favoreceu o processo de amonificação elevando os valores de amônia no efluente, conseqüentemente o aporte dessa substância pela cultura e o processo de nitrificação foi ocultado pelo favorecimento da amonificação.

O nitrato apresentou uma remoção de 7% e variou entre os valores de 11,3 até 21,2 mg.L⁻¹. A retirada do nitrato ocorre pelo processo de desnitrificação, onde o nitrato é reduzido a nitrogênio atmosférico, essa via metabólica ocorre em ambientes com restrição de oxigênio, ou seja, na parte inferior do SAC (SAEED *et al.*, 2014; KRAUSE, 2006; PHILIPS, 2008). No entanto, a remoção foi considerada baixa, tal fato pode ter ocorrido pela falta do tempo de contato necessário para que ocorra a reação, uma vez que houve condições ideais de pH, disponibilidade de carbono orgânico e condições anaeróbias na parte inferior no SAC (KRAUSE, 2006).

A concentração de nitrito apresentou-se baixa, variando entre 0,46 e 1,16 mg.L⁻¹ indicando que houve boas condições de transferência de oxigênio pelo sistema radicular do arroz, sendo mantido um ambiente aeróbio na zona radicular (SOUSA *et al.*, 2000). O nitrito é um íon que está em condições intermediárias de reação, uma vez que ele é formado a partir do processo de nitritação que é a primeira oxidação do amônio na via da nitrificação, por esse motivo é comum que ele seja encontrado em baixas em sistemas alagados construídos (PELISSARI, 2013).

O nitrogênio total Kjeldahl (NTK) consiste na soma do nitrogênio orgânico e amoniacal. Os dados apresentados mostraram uma remoção de 17% o que evidencia o aporte de nitrogênio pelo sistema de tratamento, essa remoção foi considerada insatisfatória devido ao baixo tempo de detenção hidráulica. Sousa *et al.* (2000) obteve uma redução de 87% de NTK em SAC cultivado com junco, esse fato foi atribuído aos processos de nitrificação e desnitrificação. Pelissari (2013) verificou uma remoção de 80% de NTK em SAC de escoamento horizontal no tratamento de efluente oriundo de bovinocultura de leite.

4. Estação de tratamento

A Tabela 16 apresenta os resultados gerais na entrada e saída da estação de tratamento. Observa-se uma redução de DQO em 67%, fósforo em 27%, amônia em 25%, nitrato em 81%, nitrito em 72%, NTK em 41%, condutividade elétrica em 18%, cor em 71% e de turbidez em 85%.

Verifica-se que houve componentes da estação de tratamento que contribuiu em maior dimensão para a redução de alguns parâmetros. Deste modo, o tanque de sedimentação foi o componente que mais contribuiu para a remoção de sólidos (cor e turbidez) e fósforo. No entanto a remoção de nitrogênio foi mais eficiente no SAC do que nos demais componentes. Tal fato evidencia a importância da presença de cada componente na estação de tratamento, uma vez que cada um deles contribui de forma diferente para o desempenho do sistema de tratamento.

É importante observar que o filtro anaeróbio foi o componente que apresentou a maior redução de DQO, contribuindo em 36%. Embora o SAC tenha contribuído com um percentual bem próximo ao do filtro anaeróbio, em média 35%, o valor numérico evidencia a distinção do filtro anaeróbio, uma vez que houve uma remoção em torno de 600 mg.L⁻¹ de DQO no filtro anaeróbio enquanto no SAC foi em torno de 340 mg.L⁻¹. O fato exposto evidencia a importância desse componente na estação de tratamento.

Tabela 15. Análises referentes a entrada e saída do sistema alagado construído.

Parâmetros	Entrada**				Saída**			
	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	353,27	987,55	1769,72	668,63	270,13	645,78	1049,17	374,30
Fósforo* (mg.L ⁻¹)	30,25	56,25	80,50	17,28	29,00	55,38	80,25	17,00
Amônia (mg.L ⁻¹)	91,00	212,17	462,50	162,75	67,50	171,92	340,00	129,23
Nitrato (mg.L ⁻¹)	12,90	9,44	20,20	3,91	11,30	8,82	21,20	5,63
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,66	0,95	1,16	0,21	0,46	0,61	0,79	0,15
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	66,50	85,50	118,50	23,42	60,00	70,79	100,00	19,51
Ph	6,91	7,24	7,38	0,19	6,87	7,06	7,18	0,12
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1151,90	1519,55	1928,50	316,48	1146,50	1450,32	1871,60	329,34
Cor (PtCo)	152,00	2487,83	4125,00	1406,08	56,00	1926,00	3575,00	1258,97
Turbidez (FTU)	7,54	120,67	195,50	66,29	5,52	69,09	138,75	43,36

*Os valores de fósforo foram medidos na forma de ortofosfato (PO₄).

** Resultados realizados pela avaliação de 6 amostras.

Tabela 16. Análises referentes à entrada e saída da estação de tratamento.

Parâmetros	Estação de tratamento							
	Entrada**				Saída**			
	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão	Mínimo	Média	Máximo	Desvio padrão
Demanda Química de Oxigênio (mg.L ⁻¹)	1212,38	1973,80	2465,08	569,53	270,13	645,78	1049,17	374,30
Fósforo* (mg.L ⁻¹)	40,50	75,92	105,50	24,35	29,00	55,38	80,25	17,00
Amônia (mg.L ⁻¹)	95,00	229,92	595,00	191,25	67,50	171,92	340,00	129,23
Nitrato (mg.L ⁻¹)	27,10	46,84	79,70	22,85	11,30	8,82	21,20	5,63
Nitrito (mg.L ⁻¹)	1,81	2,17	2,66	0,33	0,46	0,61	0,79	0,15
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg.L ⁻¹)	81,75	120,88	154,25	37,42	60,00	70,79	100,00	19,51
Ph	6,42	6,79	6,98	0,23	6,87	7,06	7,18	0,12
Condutividade Elétrica (µS.cm ⁻¹)	1181,70	1775,37	2883,00	630,48	1146,50	1450,32	1871,60	329,34
Cor (PtCo)	258,00	6722,17	9775,00	3393,69	56,00	1926,00	3575,00	1258,97
Turbidez (FTU)	16,41	475,19	657,75	230,26	5,52	69,09	138,75	43,36

*Os valores de fósforo foram medidos na forma de ortofosfato (PO₄).

** Resultados realizados pela avaliação de 6 amostras.

5. Arroz

O cultivo de arroz apresentou boa adaptação ao SAC, teve desenvolvimento satisfatório e não houve sintomas de deficiência de nutrientes. A cultura atingiu o ponto de colheita de maneira uniforme e no tempo determinado para cultivar.

No trabalho desenvolvido por Ferreira (2012) para o tratamento de água residuária de suíno em SAC de escoamento superficial cultivados com arroz, verificou-se um bom desenvolvimento da cultura, porém foram relatadas dificuldades no momento de transplântio das mudas para o SAC, uma vez que a elevada concentração de nutrientes presentes na água residuária favoreceu o processo de eutrofização gerando a morte das plantas. No presente trabalho não houve dificuldade no momento de transplântio, visto que o escoamento é subsuperficial e por isso não houve contato inicial do sistema radicular com a água residuária.

Os valores encontrados para o arroz estão apresentados na Tabela 17. Verifica-se que o comprimento da parte aérea média foi de 99 cm, esse valor foi superior ao estabelecido para cultivar que é de 95 cm (EPAGRI, 2015). A massa fresca da parte aérea observada por Silva (2007), no tratamento de esgoto doméstico em SAC, mantiveram-se entre 188 e 273 gramas por planta, sendo maior conforme o aumento da taxa de aplicação do efluente. A massa fresca de parte aérea obtida está de acordo com os valores obtidos por Silva (2007).

A produtividade do arroz no SAC foi de 7 toneladas por hectare e encontra-se inferior ao valor médio da cultivar, que é de 9,4 toneladas por hectare, tal fato pode ter sido decorrente da época de plantio (EPAGRI, 2015). No entanto, a produtividade foi superior à obtida por Ferreira (2012), no emprego do SAC cultivado com arroz no tratamento de água residuária de suinocultura, que foi de 5,9 toneladas por hectare.

Tabela 17. Características do arroz cultivado ao longo do sistema alagado construído.

Medidas	Médias
Massa fresca parte aérea (g)	262,30
Massa fresca raiz (g)	120,30
Massa seca parte aérea (g)	83,43
Massa seca raiz (g)	50,78
Comprimento raiz (cm)	32,35
Comprimento da parte aérea (cm)	99,15

Número de panículas por planta	16,40
Número de espiguetas por panícula	129,67
Espiguetas férteis (%)	11,49
Peso médio de mil grãos (g)	21,74

CONCLUSÕES

As análises realizadas ao longo de cinco meses de experimento permitiram concluir que o sistema alagado construído cultivado com arroz, apresentou boa remoção de matéria orgânica e turbidez, porém baixa remoção de nitrogênio. A baixa remoção do nitrogênio pode ser atribuída a elevada carga orgânica associada ao baixo tempo de detenção hidráulica.

Em relação aos componentes da estação piloto de tratamento, todos apresentaram o comportamento esperado. O tanque séptico apresentou uma boa eficiência de remoção de sólidos. O filtro anaeróbio apresentou maior eficiência do que filtro de material inerte, devido ao seu maior tempo de contato.

A estação de tratamento apresentou uma remoção satisfatória em relação a todos os parâmetros. Os parâmetros nitrato, turbidez e DQO foram os que apresentaram os maiores percentuais de redução.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – **Standart methods for the examination of water and wastewater**. New York. APHA, WWA, WPCR, 19^a ed., 1995.
- ANDRADE NETO, C. O. Relatório final: Pesquisa referente à experiência brasileira relativa a sistemas de baixo custo para tratamento de águas residuárias. Caixa Econômica Federal, Rio de Janeiro, Brasil, 228p. 1994.

- AVELAR, F. F. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário.** Viçosa: UFV, 2012. 79p. (Tese de Doutorado).
- BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento esgoto doméstico.** Viçosa: UFV, 2005. 160p. (Tese de Doutorado).
- CARVALHO, D.F., OLIVEIRA, L.F.C. Planejamento e manejo da água na agricultura irrigada. Editora UFV, Minas Gerais, p.240. 2012.
- Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil. Boletim PIB. Movimento de alta do agronegócio perde força em agosto. 2014.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011.
- CUI, L.; FENG, J.; OUYANH, Y.; DENG, P. Removal of nutrients from septic effluent with re-circulated hybrid tidal flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 112–115. 2012.
- ECKENFELDER, W. W. Industrial water pollution control. 2000.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISAS AGROPECUÁRIA. Tratamento e reciclagem de águas residuárias em sistema intensivo de produção de leite. Circular Técnica 75, Juiz de Fora, MG. 2003.
- EMPRESA DE ENGENHARIA AMBIENTAL. Tratamento anaeróbio. Capítulo 5. Curso de tratamento de esgoto. 2015.
- FERREIRA, D. C. **Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados.** Lavras : UFLA, 2012. 227 p. (Tese de Doutorado).
- 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).
- FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.** Viçosa: UFV, 2008. 195 p. (Tese de Doutorado).
- FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL. Bovinocultura de leite. Desenvolvimento Regional Sustentável. v.1, 60p. 2010.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estatística da produção pecuária. Indicadores IBGE. 2014.

JIMENEZ, A. S.; BOSCO, S.M.; CARVALHO, W.A. Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural esolecita influência da temperatura e do pH na adsorção em sistemas monoelementares. **Revista química nova**. v. 27, n. 5, p.734-738. 2004.

JORDÃO, E. P., PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. ABES, Rio de Janeiro, 3º edição.p.720. 1995.

KIELING, D.D. **Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas**. Florianópolis: UFSC. 119p. 2004. (Dissertação de mestrado).

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

MACINTYRE, A. (1996). Instalações Hidráulicas - Prediais e Industriais. 3. Ed. Rio de Janeiro: LTC, 1996. 760p.

MAIA, I.S.; RESTREPO, J.J.B.; JUNIOR, A.B.C.; FRANCO, D. Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.20 n.4. 2015.

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.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; MONACO, P.A.V. Lo. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de água residuária de suinocultura. **Revista Ambiental & Água**, Taubaté, v.5, n.2, p.119-132. 2010.

MENDES, A.A.; CASTRO, H.F.; PEREIRA, E.B.; JÚNIOR, A.F. Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. **Revista Química Nova**, v.28, n.2, p.296-305. 2005.

MENDONÇA, H.V., RIBEIRO, C.B.M., BORGES, A.C., BASTOS, B.B. Sistemas alagados construídos em batelada: remoção de demanda bioquímica de oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 2. 2015.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Projeções do agronegócio. Brasil 2012/2013 a 2022/2023. Assessoria de Gestão Estratégica. 96p.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Instrução normativa nº 46. 2011.

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.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial**. Santa Maria: UFSM, 2013. 147p. (Tese de Mestrado).

PELISSARI, C.; DECEZARO, S.T.; BENTO, A.P.; WOFF, D.B.; SEZERINO, P.H. *Wetlands* construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. 2º Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos. 2015.

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 sistemaalagadoconstruído no tratamento de efluentes de laticínios em relação a ultrafiltração 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.

SCHEEREN, M.B.; KUNZ, A.; SETEINMETZ, R.L.R.; DRESSLER, V.L. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta

concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.12, p.1289–1297. 2011.

SILVA, E. M. **Avaliação de um sistema piloto para tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura**. Campinas: UNICAMP, 2007. 151 p. (Tese de Mestrado).

SILVA, E.M. da; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p. 67-73. Jan/fev. 2010.

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

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO. Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o sul do Brasil. Bento Gonçalves, Rio Grande do Sul, p.188, 2010.

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.

TABBAL, D. F.; BOUMAN, B. A. M.; BHUIYAN, S. I.; SIBAYAN, E. B.; SATTAR, M. A. On-farm strategies for reducing water input in irrigated rice: case studies in the Philippines. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 56, n. 2, p. 93-112, July 2002.

WUROCHEKKE, A.A.; HARUN, N.A.; SAPHIRA, R.M.; MORAMED, R.; KASSIM, R.H.B.M. Constructed wetland of *Lepironia Articulata* for household greywater treatment. **APCBEE Procedia**, v.10, p.103-109. 2014.