

Tratamento de Efluente de Bovinocultura por Sistema de Wetland Construída de Fluxo Vertical

Cattle Farm Wastewater Treatment by Vertical Flow Constructed Wetland System

Rafael. Q. M. Paula,^a Diego M. Veneu,^b Felipe S. dos Santos,^b Lídia Yokoyama,^b Cristiane R. Mauad^{c,*} 

^a Centro Universitário Geraldo Di Biase, Campus Nova Iguaçu, Engenharia Civil, CEP 26260-050, Nova Iguaçu-RJ, Brasil

^b Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, CEP 21941-909, Rio de Janeiro-RJ, Brasil

^c Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro, Campus Rio de Janeiro, Coordenação de Química, CEP 20270-021, Rio de Janeiro-RJ, Brasil

*E-mail: cristiane.mauad@ifrj.edu.br

Recebido em: 10 de Agosto de 2021

Aceito em: 9 de Janeiro de 2023

Publicado online: 8 de Fevereiro de 2023

The present work evaluated a vertical flow constructed wetland (CW) system for the treatment of cattle farm wastewater. Was constructed 5 treatment systems in drums of approximately 50 L, 4 filled with plant (vetiver grass) and one without plant, with the base for the 5 units filled with gravel and sand. In a period of 3 days, samples were collected every 24 h before and after treatment. Values of evapotranspiration obtained for CW's was between 11.1 to 73.0% and the rate of surface application ranging from 0.07 to 0.13 m³m⁻²d⁻¹. The CW without a plant showed evapotranspiration between 32.7 to 82.3% and with a surface application rate between 0.09 and 0.14 m³m⁻²d⁻¹. The sand presented a CU of 5.3 with a d₁₀ of 0.265 mm and d₆₀ of 1.088 mm. The gravel presented a uniformity coefficient of 5.3; d₁₀ and d₆₀ of 2.771 and 14.785 mm, respectively. In general, in WC's systems with the presence of vetiver grass, the most expressive results were observed in relation to WC without plant. The samples collected during the study showed high pollutant removal rate, obtaining average removals of 95.3% for COD, 94.2% for P-PO₄³⁻, 98.0% for N-NH₄⁺ and 93.1% for N-NO₃⁻.

Keywords: Tratamento de efluente; wetland; nutrientes.

1. Introdução

De acordo com os dados do último Censo Agropecuário Brasileiro (IBGE, 2019), o rebanho bovino distribuído no território nacional é composto por aproximadamente 172,7 milhões de cabeça para uma área de pastagem de 159,5 milhões de hectares, correspondendo à taxa de lotação (área/cabeça) de 0,92 ha/cabeça. Historicamente, esta taxa vem decrescendo progressivamente desde o primeiro Censo Agropecuário realizado em 1940, que apresentava taxa de lotação de 2,56 ha/cabeça. Embora a taxa de lotação esteja diminuindo ao longo do tempo, dados relativos à produção de leite no Brasil mostram crescimento contínuo desde o Censo Agropecuário de 1970, culminando na produção de 30 bilhões de litros, segundo o Censo Agropecuário de 2017.¹ De acordo com Blanco *et al.* (2014)², devido ao crescimento da bovinocultura no Brasil, o sistema de criação extensivo diminuiu ao longo do tempo, passando a vigorar o sistema intensivo, no qual os animais são criados em confinamento. Essa modalidade de criação adotada levanta uma questão importante que é a geração de volumes cada vez maiores de efluentes provenientes desta produção.

Em geral, os efluentes de bovinocultura apresentam elevados valores de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), nutrientes como fósforo na forma de fosfato (P-PO₄³⁻) e nitrogênio nas formas amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), e potencial hidrogeniônico (pH) variando de 6 a 8.³ Vários sistemas de tratamento biológicos têm sido empregados para este tipo de efluente, desde filtros anaeróbios⁴ apresentando remoções de 36% para DQO, 6,6% para fósforo (P-PO₄³⁻) e 40,5% para nitrogênio (N-NO₃⁻); biodigestores² que proporcionaram baixa redução de DQO (34%) e aumento da concentração de nitrogênio (N-NH₄⁺); passando por lagoas anaeróbias⁵ que apresentaram eficiências na faixa de 30% para N-NO₃⁻ e P-PO₄³⁻ e de 26% para DQO; até reatores UASB⁶ que apresentaram remoções na faixa de 65 a 76% de DQO. Pinheiro (2019)⁷, empregando um sistema de tratamento por precipitação de estruvita para efluente de bovinocultura, observou remoções de 86% de P-PO₄³⁻ e de 79% de N-NH₄⁺, além de uma redução de DQO correspondente a 80%, porém, estes valores são obtidos somente com a elevação do pH para 9 e com introdução de Mg²⁺, encarecendo assim o processo.

Diante do exposto, fica clara a necessidade de implementação de processos que possam complementar, ou mesmo agregar sistemas de tratamento biológicos e físico-químicos. Segundo

Dotro *et al.* (2017)⁸, os sistemas de wetland construídas (WC's) são tecnologias de tratamento que tratam diferentes tipos de efluentes (agrícolas e industriais), em vários níveis (primário, secundário e/ou terciário). Comparado a outras tecnologias de tratamento de efluentes, as WC's têm baixos requisitos de operação e manutenção e são robustas, pois o desempenho é menos suscetível a variações de entrada.

Existem diferentes classificações de sistemas de WC's. No sistema de escoamento subsuperficial vertical, o efluente é introduzido de forma descendente em um leito contendo um material filtrante que, em geral, é constituído de areia e/ou brita que servem como suporte para fixação das macrófitas emergentes. O efluente penetra no material filtrante sendo drenado gradualmente até ser coletado por algum dispositivo de saída e/ou uma rede de drenagem localizada na base do sistema.⁹ Segundo Dotro *et al.* (2017)⁸, devido às condições altamente oxidantes no leito filtrante, as WC's de fluxo vertical com carga intermitente são extremamente eficientes para a remoção de DQO, além de proporcionar o processo de nitrificação.^{10,11} Assim, as WC's de fluxo vertical são comumente empregadas no tratamento de efluentes agroindustriais, como os provenientes de bovinocultura.¹²

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), possui algumas características como: (i) elevada taxa de crescimento; (ii) tolerância a extremas variações climáticas como secas prolongadas, inundações, submersões e temperaturas extremas; (iii) sistema radicular extremamente desenvolvido; (iv) alta resistência a pragas e doenças; (v) elevada absorção de nutrientes e metais pesados; (vi) alta tolerância a ambientes com elevada acidez, alcalinidade e sodicidade, portanto, por todos estes atributos, esta espécie é indicada para ser usada em WC's.¹³⁻¹⁷

Sendo assim, o presente estudo avalia a aplicabilidade do capim vetiver na construção de WC's de fluxo vertical, através da determinação de parâmetros físico-químicos como DQO, pH, P-PO₄³⁻, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ do efluente de bovinocultura, antes e após o sistema de tratamento.

2. Experimental

2.1. Sistemas de Wetland Construídas (WC's)

Os ensaios de tratamento dos efluentes de bovinocultura foram realizados no Laboratório de Hidráulica e Saneamento, localizado no Centro Universitário Geraldo Di Biase, no Campus de Nova Iguaçu. Foram utilizadas 5 bombonas de 50 L para construção das 5 unidades, cada uma com cerca de 38 cm de comprimento, 32 cm de largura e 55 cm de altura útil (Figura 1A), proporcionando um volume de 66,9 L e uma área de 1.216 cm². Cada unidade foi preenchida com 15 cm de brita e 40 cm de areia, sendo colocada na parte inferior de cada bombona uma torneira para retirada dos efluentes após cada tempo de detenção hidráulico (Figura 1B). Das 5 unidades construídas, uma delas foi utilizada como branco (WC 5), sem a presença do material vegetal (capim vetiver). Nas unidades WC de 1 a 4, foram introduzidas mudas com cerca de 30 cm de altura (Figura 1C) que permaneceram durante 4 meses sem qualquer introdução de efluente, sendo mantidas somente pela precipitação local até o enraizamento das mudas.

2.2. Tratamento do efluente de bovinocultura nos sistemas WC's

As 5 unidades de WC's foram dispostas lado a lado (Figura 2A), após os 4 meses de enraizamento. Os experimentos foram conduzidos durante 3 dias, nos quais foram introduzidos volumes diários do efluente de bovinocultura, obtidos no campo experimental Santa Mônica da Embrapa Gado de Leite, localizado no município de Valença – RJ. A adição do efluente nos WC's foi realizada com proveta graduada de 2000 mL (Figura 2B). Foram introduzidos volumes variados de efluentes, em 2 intervalos de tempo, o primeiro às 09:00 h, e o segundo às 18:00 h, durante os 3 dias, respeitando a capacidade

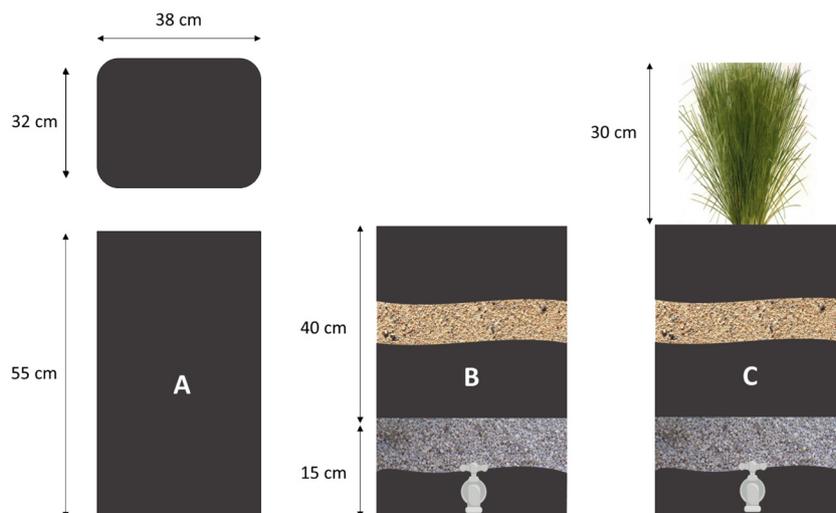


Figura 1. Esquema das unidades de wetland construídas



Figura 2. Remoção das amostras nos Sistemas de Wetlands Construídas (A); efluente bruto (B); aplicação do efluente bruto nas Wetlands (C)

máxima volumétrica de cada WC. Esta capacidade máxima volumétrica foi definida como sendo o enchimento máximo até a lâmina d'água na parte superior do material filtrante, que no caso foi a areia.

Os volumes totais introduzidos (Figura 2C) e retirados (Figura 2A) a cada 24h, em cada WC durante os 3 dias, foram aferidos para determinação da evapotranspiração (ETP)¹⁸ através da equação 1 e a taxa de aplicação superficial (TAS)¹⁸ a partir da equação 2, em cada uma das 5 WC's.

$$ETP = \frac{VP + Vi - Vf}{VP + Vi} \times 100 \quad (1)$$

onde: ETP é a evapotranspiração (%); VP é o volume precipitado de água pluvial (L); Vi é o volume total de efluente introduzido em 24h (L); Vf é o volume final de efluente após as 24h (L).

$$TAS = \frac{Q}{A} \quad (2)$$

onde: TAS é a taxa de aplicação superficial ($m^3 m^{-2} d^{-1}$); Q é a vazão de efluente ($m^3 d^{-1}$); A é a área superficial de cada WC (m^2).

Durante os 3 dias de ensaios, após o término do tempo de detenção hidráulico de 24h, a partir da primeira aplicação, realizadas em cada dia, foram retiradas alíquotas com cerca de 80 mL de efluentes para determinação da demanda química de oxigênio (DQO), potencial hidrogeniônico (pH), fósforo (P- PO_4^{3-}), nitrogênio amoniacal (N- NH_4^+) e nitrato (N- NO_3^-).

2.3. Determinação da demanda química de oxigênio

A determinação da DQO foi realizada por método espectrofotométrico, no qual a digestão das amostras foi processada com solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) (Merck, Darmstadt, Alemanha) e o auxílio de solução

catalítica de ácido sulfúrico (H_2SO_4) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos) e sulfato de prata (Ag_2SO_4) (Synt, São Paulo, Brasil) em bloco digestor da marca HACH (Colorado, Estados Unidos), modelo DRB200. A quantificação da DQO foi realizada a partir de curva de calibração construída a partir de solução padrão de biftalato de potássio ($C_8H_5O_4K$) (Merck, Darmstadt, Alemanha) com 8 concentrações distintas (100; 200; 300; 400; 500; 700; 800 e 1000 $mg L^{-1}$), apresentando R^2 de 0,9976, sendo todas as leituras realizadas em duplicata. Para isso foi utilizado espectrofotômetro da marca HACH (Colorado, Estados Unidos), modelo DR 2800, no comprimento de onda de 600 nm.¹⁹

2.4. Determinação de Fósforo, Nitrogênio Amoniacal e Nitrato

A quantificação de fósforo (P- PO_4^{3-}), nitrogênio amoniacal (N- NH_4^+) e nitrato (N- NO_3^-) foi realizada por cromatografia de íons com detector de condutividade, com cromatógrafo Metrohm (Herisau, Suíça), modelo 930 Compact IC Flex. Foram utilizadas as colunas Metrosep C6 (para cátions) e Metrosep A Supp5 (para ânions), ambas da Metrohm (Herisau, Suíça). A fase móvel para a análise de cátions foi a solução de 1,7 $mmol L^{-1}$ de ácido dipicolínico ($C_7H_5NO_4$) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos) e de 1,7 $mmol L^{-1}$ de ácido nítrico (HNO_3 PA) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos). Para a análise de ânions a fase móvel foi uma solução de 3,2 $mmol L^{-1}$ de carbonato de sódio (Na_2CO_3) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos) e 1,0 $mmol L^{-1}$ de bicarbonato de sódio ($NaHCO_3$) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos). A solução de supressão para ânions continha 200 $mmol L^{-1}$ de ácido sulfúrico (H_2SO_4) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos), 100 $mmol L^{-1}$ de ácido oxálico ($C_2H_2O_4$) (Dinâmica, São Paulo, Brasil) e 5% de acetona ($CH_3(CO)CH_3$) (v/v) (Sigma-Aldrich, Missouri, Estados Unidos). Para a calibração do equipamento foram utilizados padrões multi-cátions e multi-ânions da marca SpecSol

(São Paulo, Brasil), na concentração de 1000 mg L⁻¹. Foram construídas curvas de calibração com concentrações de 1,0; 3,0; 5,0; 8,0 e 10 mg L⁻¹ (curva baixa) e de 10; 20; 30; 40 e 50 mg L⁻¹ (curva alta), todas apresentando R²>0,999. Uma vez coletadas, as amostras foram previamente filtradas em filtros Chromafil Xtra (Macherey-Nagel, Düren, Alemanha) com 0,45 µm de tamanho de poro e 25 mm de diâmetro e posteriormente injetadas para leitura no equipamento, a um volume de 20 µL.

2.5. Determinação granulométrica da brita e areia

Para a determinação granulométrica da brita e da areia utilizada nas WC's foi utilizado o método de peneiramento. Foram separadas amostras de areia (Figura 3A) e de brita (Figura 3B) com 3,5 kg e 6,5 kg, respectivamente. Inicialmente as amostras foram secas em estufa Indumaquina (Paraná, Brasil) 90 °C (Figura 3C) e posteriormente levadas a um agitador de peneiras *Ro Tap da marca Solotest (São Paulo, Brasil)* (Figura 3D). Ambas foram peneiradas em conjunto de peneiras, sendo possível observar os tamanhos aberturas de malhas que foram utilizadas nos ensaios na Tabela 1. As amostras permaneceram em agitação por 10 minutos, recolhidas (Figura 3E e F) e então realizada a pesagem das frações para determinação da massa (m₁, m₂, ... m_n) retida em cada peneira, sendo em seguida, efetuado o

somatório das massas (Σm = m₁ + m₂ + ... m_n) e calculados os percentuais de massa retida (m_r), acumulada (m_a) e passante (m_p) através das equações 3, 4 e 5, respectivamente.²⁰ Com estes valores calculados, foram construídas as curvas de distribuição granulométrica da areia e da brita.

$$m_r (\%) = \frac{m_{i(1,2,\dots,n)}}{\Sigma m} \times 100 \quad (\text{Para a } i\text{-ésima peneira}) \quad (3)$$

$$m_a (\%) = m_{r1} + m_{r2} + \dots m_{ri} \quad (\text{Para a } i\text{-ésima peneira}) \quad (4)$$

$$m_p (\%) = \Sigma m - (m_{a1} + m_{a2} + \dots m_{ai}) \quad (\text{Para a } i\text{-ésima peneira}) \quad (5)$$

Provavelmente a característica proeminente dos materiais filtrantes relaciona-se ao tamanho e distribuição dos grãos. Dois parâmetros são comumente utilizados para caracterizar o conjunto dos grãos que integram o material filtrante: o diâmetro efetivo (d₁₀) e o coeficiente de uniformidade (CU).²¹ O diâmetro efetivo se refere ao tamanho da peneira que deixa passar 10% em massa da amostra. Já o coeficiente de uniformidade, é dado pela relação entre o tamanho da peneira que deixa passar 60% (d₆₀) em massa da amostra e o diâmetro efetivo. Para determinação precisa dos diâmetros d₁₀ e d₆₀, foram utilizadas as equações 6 e 7, respectivamente, descritas por Bardet (1997).²⁰

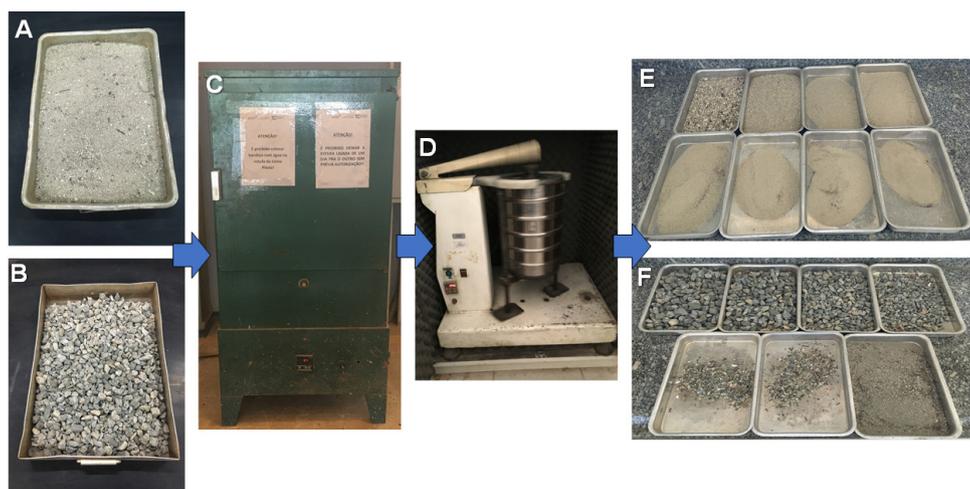


Figura 3. Etapas do procedimento de determinação da distribuição granulométrica de brita e areia (A) areia; (B) brita; (C) secagem em estufa; (D) agitador de peneiras *Ro Tap*; (E) frações de areia; (F) frações de brita

Tabela 1. Tamanho das aberturas de peneiras utilizadas nos ensaios

Brita	Areia
Peneira (mm)	Peneira (mm)
31,7	2,00
15,9	0,85
12,7	0,60
9,52	0,42
5,66	0,30
3,35	0,25
2,36	0,15

$$d_{10} = d_i \left(\frac{d_{i+1}}{d_i} \right)^{\left(\frac{10-p_i}{(p_{i+1}-p_i)} \right)} \quad (6)$$

$$d_{60} = d_i \left(\frac{d_{i+1}}{d_i} \right)^{\left(\frac{60-p_i}{(p_{i+1}-p_i)} \right)} \quad (7)$$

onde: d_i é o diâmetro da peneira onde foi observado a massa percentual passante abaixo de 10% ou 60%; d_{i+1} é o diâmetro da peneira onde foi observado a massa percentual passante acima de 10% ou 60%; p_i é o percentual obtido onde foi observado a massa percentual passante abaixo de 10% ou 60%; p_{i+1} é o percentual obtido onde foi observado a massa percentual passante acima de 10% ou 60%.

3. Resultados e Discussão

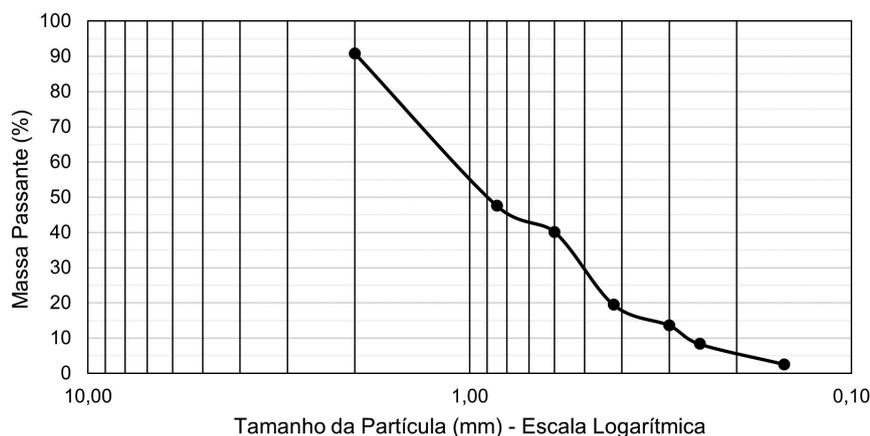
3.1. Distribuição granulométrica

A escolha do material filtrante é de grande importância e deve ser caracterizado antes da construção dos sistemas de WC's. A caracterização do material que irá compor o

sistema de WC faz parte dos elementos que devem ser estudados visto que cada material apresenta uma capacidade de filtração e adsorção diferente, ou seja, a escolha do melhor material está vinculada às finalidades do tratamento no sistema. A Figura 4 mostra a variação da porcentagem de material passante (%) em função da variação do tamanho da partícula dos grãos da areia utilizada como parte do leito filtrante nos sistemas WC's.

A amostra de areia analisada apresentou partículas com diâmetro variando entre 0,15 mm e 2,00 mm, no qual 40% era referente à fração de 0,6 mm e o restante permanecendo na fração de 0,6 a 2,0 mm. Sendo assim, de acordo com a escala granulométrica brasileira da ABNT, a areia utilizada neste estudo pode ser classificada de forma geral como média/grossa, uma vez que grãos de areia com diâmetros entre 0,06 e 0,2 mm são classificadas como finas; de 0,2 a 0,6 mm como média, e de 0,6 a 2,8 mm como grossa.²² A distribuição percentual das frações granulométricas da brita utilizada nas WC's (Figura 5) apresentam partículas com variação de diâmetro entre 2,36 a 31,7 mm, no qual o maior percentual (31,1%) ficou retido na peneira com malha de 15,9 mm.

Parte das partículas de areia caracterizadas no presente estudo como grosseiras, foram também observadas como



sendo predominante em estudo conduzido por Souza *et al.* (2000)²³, obtendo uma granulometria correspondente a areia grossa (2,8 a 4,8 mm) e de 15 a 20 mm para brita, ambos materiais utilizados em um sistema WC para pós-tratamento de efluente de reator UASB. Em estudo realizado por Paterniani *et al.* (2011)²⁴, britas com granulometria semelhante às encontradas no presente estudo (3,2 a 31,0 mm) foram utilizadas como suporte de um sistema de WC para tratamento de um efluente doméstico.

De acordo com Langergraber *et al.* (2003)²⁵ materiais que apresentam granulometria de 1 a 4 mm são capazes de suportar taxas hidráulicas maiores, assim como filtros compostos por materiais que possuem granulometria de 0,06 a 4 mm, tendem a apresentar melhor desempenho em termos de nitrificação, por apresentarem menor velocidade do efluente no material suporte e maior tempo de contato do efluente com os microrganismos.

Em geral, nas wetland verticais a camada de substrato/material filtrante é basicamente constituída por areia. Provavelmente a característica proeminente dos materiais filtrantes relaciona-se ao tamanho e distribuição dos grãos. Dos diferentes mecanismos de transporte que atuam no material filtrante, a ação de coar é o mais influenciado por esta característica e, via de consequência, há de interferir na permeabilidade do efluente. Na Tabela 2 são apresentados os valores obtidos para os diâmetros d_{10} e d_{60} assim como o Coeficiente de Uniformidade (CU) da areia e da brita utilizadas como material filtrante nos sistemas WC's.

Tabela 2. Características dos materiais utilizados nos Sistemas de WC's

Material	d_{10} (mm)	d_{60} (mm)	CU
Areia	0,265	1,088	4,111
Brita	2,771	14,785	5,336

d_{10} e d_{60} = diâmetros efetivos; CU = coeficiente de uniformidade

Os valores obtidos e apresentados na Tabela 2 são similares aos apresentados por Mello (2016)²⁴ e Sezerino (2006)²⁷ ao qual apresentaram materiais com d_{10} iguais ou superiores a 0,2 mm e o CU menor ou igual a 5,0 como parte de material suporte em sistemas que tem como base a filtração e o crescimento de biofilme aderido a um material filtrante. De acordo com Sezerino *et al.* (2015)²⁸ um d_{10} de 0,2 a 0,5 mm é ideal para areias e cascalhos utilizados em sistemas WC's. Como visto na Tabela 2, somente a areia atende as especificações recomendadas.

Segundo Caputo (1996)²⁹, o CU é a razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e 10%, tomados na curva granulométrica. Esta relação indica a “falta de uniformidade”, pois quanto menor o valor CU mais uniforme é o material. Segundo o mesmo autor, um CU muito uniforme apresenta valores menores que 5, de uniformidade média entre 5 e 15, e desuniforme, quando $CU > 15$. Diante dos dados obtidos neste estudo, podemos afirmar que apresenta uma boa uniformidade.

Para García *et al.* (2005)³⁰ os sistemas WC's preenchidos

com materiais que possuem menor granulometria têm resultados de estabilidade melhores em relação aos com maior granulometria. Segundo os autores, isso ocorre devido a estes materiais promoverem um melhor crescimento das macrófitas e ainda aumentam a quantidade de poluentes que ficam retidos na biomassa.

4. Evapotranspiração e Taxa de Aplicação Superficial

O processo de evapotranspiração contribui diretamente para a redução do volume do efluente, ainda que a grande maioria dos trabalhos não levem em consideração a evapotranspiração em sistemas WC's, devemos levar em consideração a porcentagem de água perdida por este processo, a fim de não comprometer os resultados de eficiência do sistema. A Tabela 3 mostra os valores de evapotranspiração (ETP) e de taxa de aplicação superficial (TAS) para cada WC obtidos nas 3 aplicações (24, 48 e 72h).

A partir dos valores de volume de entrada ($V_{inicial}$) e saída (V_{final}) de cada sistema WC e da área da seção das WC's foi possível calcular a ETP e a TAS. Em todas as 3 aplicações (24, 48 e 72 h) foram introduzidos volumes iniciais entre 9 e 17 L em todas as WC's. Ao final do tempo de detenção de 24h, em cada uma das WC's, foi possível observar as reduções dos volumes entre 3 a 10,1 L. As Figuras 6, 7 e 8 mostram os valores obtidos de evapotranspiração e taxa de aplicação superficial, referente a 1ª, 2ª e 3ª aplicações (24, 48 e 72 h) em cada WC (1 a 5), respectivamente.

De acordo com a Figura 6, a evapotranspiração apresentou uma variação de 17,5% a 82,3% com uma taxa de aplicação superficial variando de 0,10 a 0,14 $m^3 m^{-2} d^{-1}$. As WC's 1 e 3 apresentaram valores semelhantes, correspondendo a uma ETP de 62,9 e 53,5%, enquanto as WC's 2 e 4 apresentaram os menores valores de ETP, correspondendo a 27,5 e 17,5%, respectivamente. Já a WC 5 (sem material vegetal) apresentou o maior valor de evapotranspiração, correspondente a 82,3%, com uma taxa de aplicação superficial de 0,14 $m^3 m^{-2} d^{-1}$.

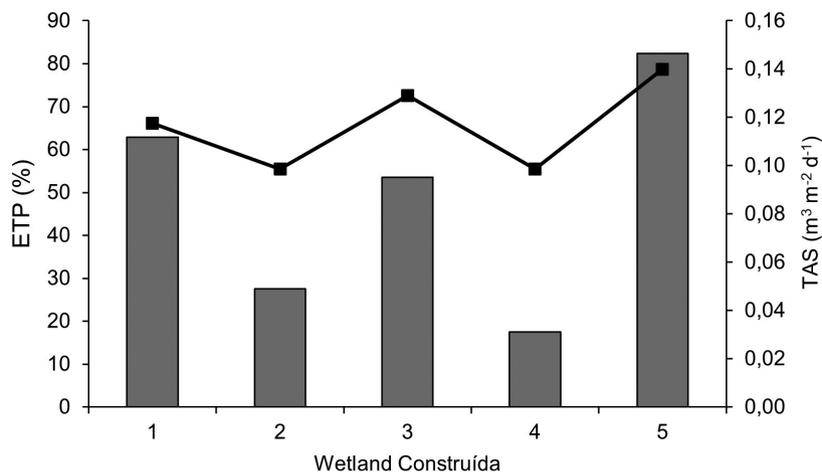
Na 2ª aplicação (Figura 7), observa-se que os valores de evapotranspiração e de taxa de aplicação superficial decresceram consideravelmente em relação à 1ª aplicação, com exceção da WC 1 que apresentou a maior ETP (73%) e TAS de 0,11 $m^3 m^{-2} d^{-1}$. Nas WC's de 2 a 4, as ETP variaram de 11,1 a 20,8% e a TAS entre 0,07 e 0,08 $m^3 m^{-2} d^{-1}$. A WC 5 apresentou ETP de 32,7 % e TAS de 0,12 $m^3 m^{-2} d^{-1}$.

Aparentemente, na 3ª aplicação (Figura 8), as WC's plantadas apresentaram comportamento mais homogêneo, quando comparadas aos valores obtidos na 1ª e 2ª aplicações para a ETP e a TAS. A variação dos valores de ETP permaneceram entre 11,8 e 30% e os valores de TAS entre 0,09 e 0,1 $m^3 m^{-2} d^{-1}$. Na WC 5, o comportamento se assemelhou ao obtido na 1ª aplicação, obtendo ETP de 71,8% e TAS de 0,09 $m^3 m^{-2} d^{-1}$.

Tabela 3. Valores de evapotranspiração e da taxa de aplicação superficial para cada WC

WC ^a	V _{inicial} (L) ^b	V _{final} (L) ^c	ETP (%) ^d	TAS (m ³ m ⁻² d ⁻¹) ^e
1ª Aplicação - 24 h				
1	14,3	5,3	62,94	0,12
2	12	8,7	27,50	0,10
3	15,7	7,3	53,50	0,13
4	12	9,9	17,50	0,10
5	17	3,0	82,35	0,14
2ª Aplicação - 48 h				
1	13	3,5	73,08	0,11
2	9	8	11,11	0,07
3	10,1	8	20,79	0,08
4	9,7	8,6	11,34	0,08
5	15	10,1	32,67	0,12
3ª Aplicação - 72 h				
1	11	7,7	30,00	0,09
2	11	8,6	21,82	0,09
3	12	9	25,00	0,10
4	11	9,7	11,82	0,09
5	11	3,1	71,82	0,09

^aWC: Wetland Construída; ^bV_{inicial}: Volume inicial; ^cV_{final}= Volume final; ^dETP: Evapotranspiração; ^eTAS: Taxa de Aplicação Superficial.

**Figura 6.** Valores de evapotranspiração e de taxa de aplicação superficial para a 1ª aplicação

Neste estudo observou-se que a WC 5 apresentou valores mais elevados de ETP e de TAS, quando comparada as demais WC's com capim vetiver. Gallina *et al.* (2012)³¹ relatou que avaliando a evapotranspiração em WC's, foi verificado que a área superficial do sistema de tratamento influencia diretamente no processo de evapotranspiração, ou seja, quanto maior a área exposta a radiação solar, maior é a ação do clima, culminando em uma maior evapotranspiração. Para Pereira (2006)³², o capim vetiver, por ser uma gramínea, tem como característica uma elevada retenção de umidade no solo, reduzindo a evaporação promovida pelos ventos. Já Alcântara *et al.* (2012)³³, avaliando a espécie taboa (*Typha latifolia*) em WC's, verificaram que as WC's plantadas apresentaram uma

maior evapotranspiração em relação as WC's sem plantio de material vegetal.

5. Determinação da Demanda Química de Oxigênio

A DQO é um parâmetro importante que nos ajuda a entender o comportamento da matéria orgânica. A Figura 9 mostra os valores de concentração final e os percentuais de remoção de DQO referente aos 3 dias de aplicação para cada WC. No decorrer das análises observou-se a presença de partículas coloidais e sólidos suspensos. Cabe ressaltar que a DQO pode se apresentar em sua forma particulada

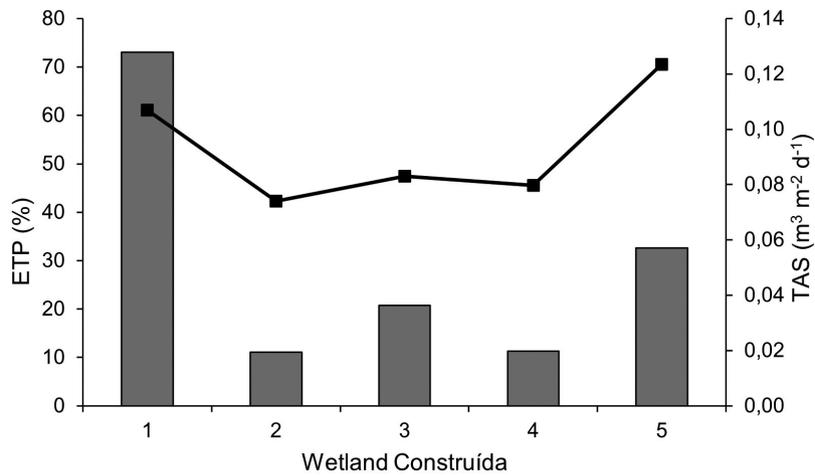


Figura 7. Valores de evapotranspiração e de taxa de aplicação superficial para a 2ª aplicação

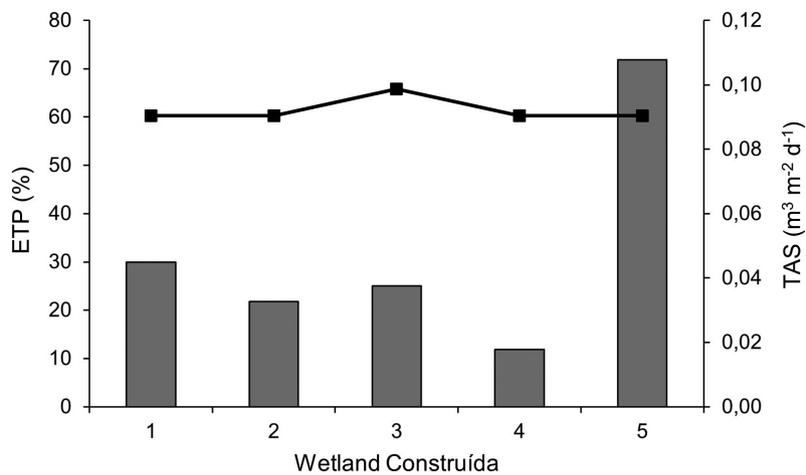


Figura 8. Valores de evapotranspiração e de taxa de aplicação superficial para a 3ª aplicação

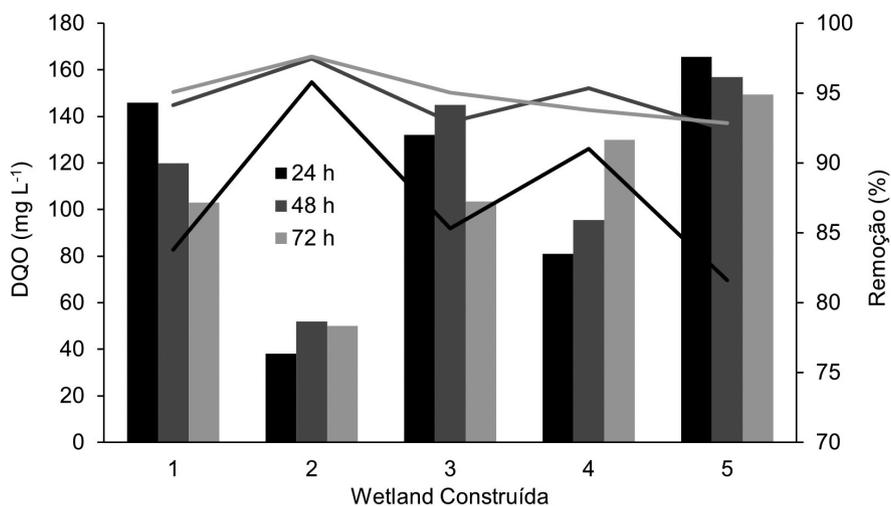


Figura 9. Valores de concentração final e percentuais de remoção de DQO nas WC's

(sólidos mais grosseiros) e solúvel que apresenta partículas não visíveis a olho nu. Após o tratamento do efluente de bovinocultura nas WC's, foram obtidos valores de DQO

entre 38 a 165 mg L⁻¹, correspondendo a remoções na faixa de 81,6 a 95,8%.

Na 1ª aplicação, o efluente apresentou a menor

concentração afluyente de DQO (900 mg L^{-1}), na 2ª e 3ª aplicações, as concentrações afluyentes foram maiores, correspondendo aos valores de 2050 e 2090 mg L^{-1} , respectivamente. Mesmo com estas variações, pode-se observar que a WC 2 apresentou os resultados mais representativos, obtendo concentrações na faixa de 38 a 52 mg L^{-1} e de remoções na faixa de $95,8$ a $97,6\%$.

A WC 5 obteve de maneira geral, valores mais elevados de concentração final de DQO em relação as WC's plantadas. Este comportamento pode estar associado ao contato do efluente com a zona de raízes nas WC's plantadas com capim vetiver, proporcionando uma zona aeróbia mais ativa próxima às raízes das plantas, quando comparadas a WC sem o material vegetal, apresentando zonas menos aeradas. De acordo com Kadlec e Wallace (2009)³⁴ a degradação do efluente ocorre durante sua passagem pela rizosfera pela ação dos microrganismos e pelos processos físicos e químicos. Além da degradação da matéria orgânica pelos microrganismos, há também a chance de sua incorporação pelas plantas. Porém, de acordo com Mello (2016)²⁶, essa assimilação pelas plantas é baixa se comparada à degradação microbiana.

6. Determinação do pH

Na Figura 10 observa-se a variação dos valores de pH referente às três aplicações para cada WC. O pH do efluente bruto de bovinocultura variou entre $6,7$ e $6,9$, muito próximo a neutralidade. No efluente tratado, percebe-se que os valores obtidos foram todos acima do pH $7,5$, permanecendo na faixa de $7,5$ a $8,5$, levemente alcalino. Nas WC's plantadas houve uma redução gradual dos valores de pH à medida que eram realizadas as aplicações. Na 1ª aplicação observou-se uma oscilação de pH entre $8,0$ e $8,5$, na 2ª, os resultados foram entre $7,8$ e $8,0$, e na 3ª, tivemos valores entre $7,5$ e $7,7$.

Mello (2016)²⁶ obteve valores de pH finais entre $7,2$ e $8,0$ ao avaliar o uso do sistema de WC's no tratamento de esgoto

sanitários. Santos (2012)¹⁶, ao avaliar o desenvolvimento e a eficiência do capim vetiver em sistemas híbridos de alagados construídos, apresentou variações nos valores de pH entre $6,0$ e $7,8$. Segundo Vymazal e Brezinová (2015)³⁵ valores de pH variando entre $7,5$ e $8,6$ são os mais recomendados em sistemas de WC's. Nestes valores de pH, os processos de remoção de matéria carbonácea e de nitrificação são favorecidos²⁷.

7. Determinação do Fósforo

O fósforo é de grande importância para o desenvolvimento das plantas. Sendo encontrado no solo em suas formas orgânica e inorgânica. A forma orgânica, usualmente, está associada à matéria orgânica, já a forma inorgânica está disponível para absorção pelas plantas ou ser adsorvida às partículas do solo³⁶. Na Figura 11 observa-se as concentrações finais de P-PO_4^{3-} e as percentagens de remoção para cada aplicação em todas as WC's.

As concentrações dos efluentes brutos de bovinocultura apresentaram valores entre $18,8$ e $22,2 \text{ mg L}^{-1}$. Como apresentado na Figura 11, as concentrações finais de P-PO_4^{3-} nas WC's plantadas foram consideravelmente menores que na WC sem capim vetiver. Os valores residuais de P-PO_4^{3-} nas WC's plantadas permaneceram na faixa de $0,1$ a 2 mg L^{-1} , correspondendo a remoções entre $90,6$ e $99,5\%$. Levando em consideração uma média entre os valores obtidos das 4 WC's plantadas, a concentração final de fosfato foi de $1,36 \text{ mg L}^{-1}$ o que equivale ao percentual médio de remoção de $93,4\%$. Na WC sem capim vetiver, os valores residuais de P-PO_4^{3-} ficaram entre $3,8$ e $4,8 \text{ mg L}^{-1}$, correspondendo a percentuais de remoção de $74,5$ a $81,7\%$. Este comportamento sugere que a maior parte do P-PO_4^{3-} está sofrendo algum processo de adsorção ou retenção no meio filtrante, e um pequeno percentual está sendo metabolizado pelo capim vetiver.²⁷

Ucker *et al.* (2012)¹⁸ apresentou resultados semelhantes para a remoção de fosfato através de um sistema de tratamento de esgoto por alagados construídos. Segundo os

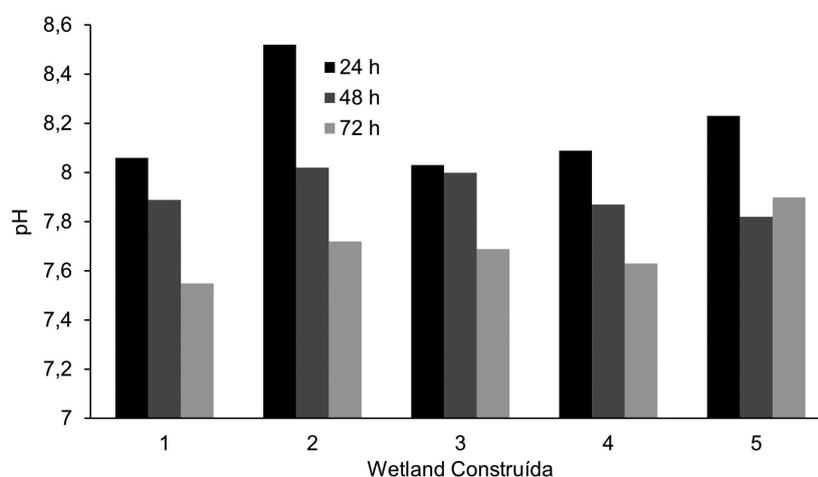


Figura 10. Valores de pH para as três aplicações nas WC's

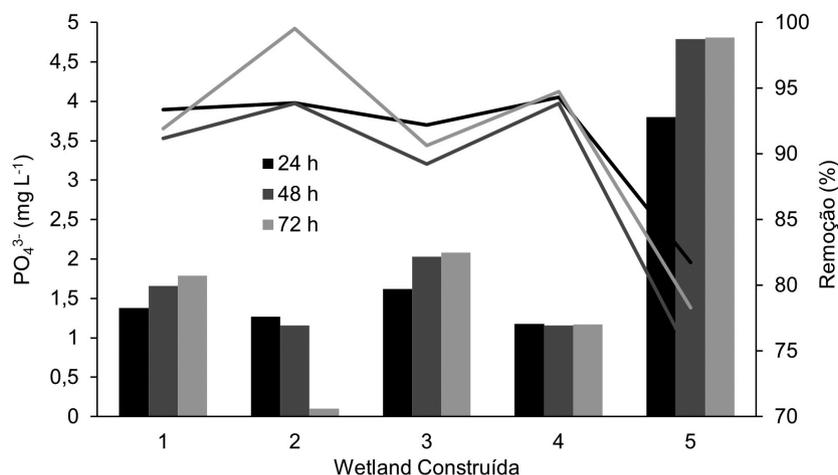


Figura 11. Valores de concentração final e percentuais de remoção de P-PO₄³⁻ nas WC's

autores, o valor médio de P-PO₄³⁻ encontrado nos efluentes tratados com planta variaram entre 1,1 e 1,9 mg L⁻¹, enquanto nos módulos sem planta o valor médio de saída foi de 3,0 mg L⁻¹. Silva (2007)³⁷ relataram valores de remoção de P-PO₄³⁻ > 95% para esgotos domésticos tratadas por sistemas de WC's de fluxo vertical.

De acordo com Dotro *et al.* (2017)⁸, quando o efluente entra em contato com uma parte significativa do leito filtrante, as reações de adsorção e precipitação se tornam os principais meios de remoção do fósforo. Quando há a presença de minerais no material filtrante como alumínio, ferro e cálcio, há uma otimização considerável nesse processo (Mello, 2016)²⁶. Todavia, estudos descrevem que o mecanismo de adsorção quando realizado pelas macrófitas e pelo material filtrante tem uma capacidade limitada de remoção de fósforo, isso por que, segundo Kadlec e Wallace (2009)³⁴, ambos tendem a absorver uma quantidade de fósforo maior no início do processo até atingir um estágio de saturação. Segundo os mesmos autores, após esta saturação, uma grande quantidade de nutriente é adsorvida pelo sistema radicular, porém somente uma pequena parcela permanece na planta, e esta parte é armazenada como parte das fibras do colmo ou material de rizoma por longo prazo.

8. Determinação do Nitrogênio

Assim como o fósforo, o nitrogênio em grande concentração pode ser considerado como poluente. Porém, são compostos que agregam de certa forma um valor às águas residuárias, quando o objetivo é o tratamento para posterior reuso para a fertirrigação, como o caso de áreas rurais quando se utiliza estes para enriquecimento de pastagem¹⁷. Em efluentes, o nitrogênio pode ser encontrado principalmente em sua forma de nitrogênio amoniacal (NH₃ e NH₄⁺), e usualmente nas formas oxidadas como nitrito e nitrato (NO₂⁻ e NO₃⁻), tendo em vista que estes ocorrem especificamente sob condições aeróbias.

O nitrogênio amoniacal é oxidado por microrganismos

a nitrito ou nitrato, podendo se apresentar em sua forma livre (N-NH₃) e ionizada (N-NH₄⁺). A predominância de uma forma ou de outra depende diretamente do pH. Para valores onde o pH é menor ou igual a 7, a forma ionizada predomina, e para valor na faixa de 8 a 9, a fração não ionizada cresce intensamente. Em valores acima de 11, a forma não ionizada é dominante.³⁷

As concentrações iniciais de N-NH₄⁺ no efluente bruto variaram de 6,3 a 24 mg L⁻¹. A Figura 12 mostra que as concentrações de N-NH₄⁺ após o tratamento nas WC's plantadas obtiveram os valores mais baixos, quando comparadas a WC 5, sem material vegetal. Estes valores variaram na faixa de 0,1 a 0,7 mg L⁻¹, enquanto para WC sem planta, ficaram entre 1,3 e 1,4 mg L⁻¹. As remoções nas WC's plantadas apresentaram valores de 89,5 a 98,4%, enquanto a WC sem capim vetiver apresentou percentuais entre 77,7 e 93,9%.

Santos (2012)¹⁶, ao avaliar o desenvolvimento e a eficiência do capim vetiver em sistemas híbridos de alagados construídos, relatou resultados satisfatórios, com remoções de nitrogênio amoniacal que variaram entre 70% e 86%, sendo condizente com os resultados obtidos no presente estudo.

Ucker *et al.* (2012)¹⁸ obteve uma eficiência média percentual de 93,9% para módulos com plantas, e para sem plantas de 42,1%. Segundo o autor, estatisticamente os módulos com planta diferiram entre si com uma pequena taxa de oscilação, e diferiram também dos módulos sem a presença da planta, que por sua vez não diferiram entre si. Para ele, os resultados mostraram grande potencialidade para a remoção de nitrogênio amoniacal, pois além da remoção média final acima de 90%, apresentaram comportamento praticamente constante durante todo o experimento.

O processo de nitrificação, que é a transição do nitrogênio amoniacal a nitrato, é uma transformação que ocorre através dos microrganismos de diferentes gêneros, envolvendo duas etapas de oxidação do nitrogênio: a nitrificação que é a transformação da amônia em nitrito, e a nitratação, sendo a transformação do nitrito em nitrato.

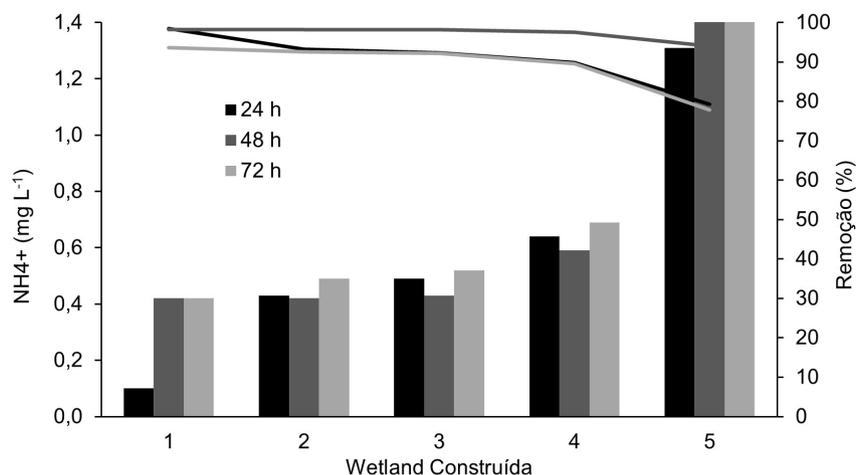


Figura 12. Valores de concentração final e percentuais de remoção de N-NH₄⁺ nas WC's

Segundo Tortora (2010)³⁹, as macrófitas tendem a utilizar o nitrato como sua fonte de nitrogênio, pois o mesmo possui facilidade de locomoção e absorção pela rizosfera da planta. O autor ratifica que os íons amônio seriam uma fonte mais eficiente de nitrogênio, levando em consideração o fato de que necessitam de uma quantidade menor de energia para serem incorporados às plantas. Todavia, esses íons carregados positivamente estão ligados às partículas coloidais e minerais que fazem parte do material filtrante e do próprio efluente, carregadas negativamente.

A Figura 13 mostra que a concentração residual de N-NO₃⁻ na WC sem planta foi bem maior que nas WC's com capim vetiver. Este comportamento sugere que grande parte do N-NH₄⁺ foi convertido a N-NO₃⁻, sendo então absorvido pelas WC's plantadas via capim vetiver, fenômeno que não ocorreu na WC 5. As concentrações iniciais de N-NO₃⁻ no efluente bruto ficaram na faixa de 8,8 a 9,2 mg L⁻¹. Nas WC's plantadas, as concentrações finais permaneceram entre 0,1 e 1,0 mg L⁻¹, correspondendo a remoções na faixa de 88,4 a 98,9%. Já para a WC sem capim vetiver, as concentrações residuais se apresentaram entre 6,2 e 8,1 mg L⁻¹.

Vymazal e Brezinová (2015)³⁵ obtiveram resultados semelhantes na concentração final de nitrato ao realizar o estudo da remoção de nitrogênio em sistemas híbridos de wetlands construídas, correspondendo a valores em torno de 79,9%, o que, para os autores, é um valor satisfatório e condiz com o presente estudo. Vale ressaltar que a incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas acontece pelo processo de assimilação. Kerbaui (2004)⁴⁰ destaca que esse processo está ligado a uma diversa série de processos biológicos de conversão das formas inorgânicas do nitrogênio para compostos que são transferidos para o seu tecido.

De acordo com Pelissari (2013)⁴¹, nos sistemas WC's, pode-se encontrar compostos nitrogenados na massa seca das macrófitas, nos sedimentos, no material filtrante e na comunidade microbiana, de modo que a concentração pode apresentar uma variância conforme o sistema e a configuração adotada. No presente estudo, pelo fato do sistema escolhido ser o de fluxo vertical intermitente, existe uma maior incorporação do O₂ nas WC's, proporcionando uma maior remoção do nitrogênio através de processos físico-químicos e biológicos, tal como amonificação,

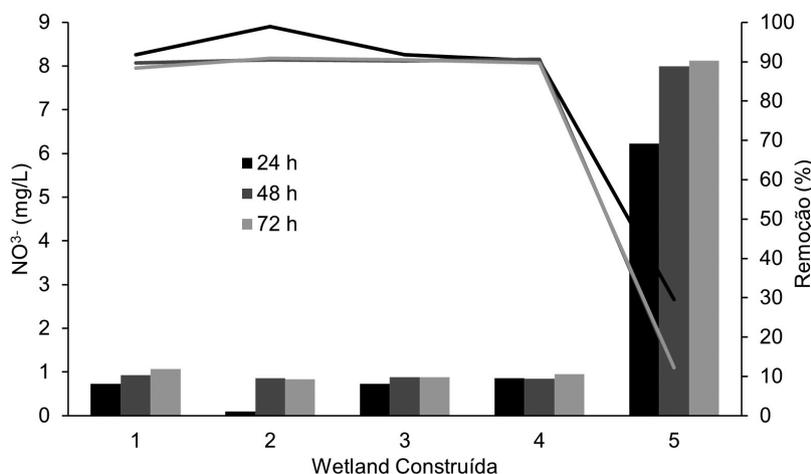


Figura 13. Valores de concentração final e percentuais de remoção de N-NO₃⁻ nas WC's

nitrificação e assimilação pelo capim vetiver⁹. De acordo com Esteves (1998)⁴² o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia por meio da hidrólise e degradação bacteriana. Após isso a amônia é oxidada a nitrato através de bactérias nitrificantes em zonas aeróbias.

9. Conclusão

Com base nos resultados obtidos por meio de testes, análises e determinações ao longo do período de tratamento nos sistemas de wetlands construídas, pode-se concluir que a granulometria do material utilizado como meio suporte (brita) e material filtrante (areia) nos sistemas WC's está de acordo com os recomendados para este tipo de tratamento, apresentando um d_{10} de 0,265 mm, um d_{60} de 1,088 mm e CU de 4,111 mm para a areia. Para a brita tivemos um d_{10} de 2,771 mm, um d_{60} de 14,785 mm e um CU de 5,336 mm.

Ao final dos testes foi constatado uma evapotranspiração mínima de 11,11%, com taxa de aplicação superficial de $0,07 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, e o valor máximo de 73,0% com uma taxa de aplicação superficial de $0,11 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, valores referentes aos sistemas WC's com capim vetiver. A WC sem planta teve uma evapotranspiração média de 62,28%, a taxa de aplicação superficial variando entre 0,09 a $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Com relação ao pH do efluente, pode-se afirmar que após o tratamento, os valores de pH passaram da faixa neutra (6,71 a 6,90) para levemente alcalina (7,55 a 8,52). Os valores de DQO apresentaram uma redução de 93,1% nos sistemas plantados, valor referente a uma média entre todos os sistemas para as três aplicações realizadas. Para os sistemas sem a presença da planta, tivemos uma redução significativa variando entre 81,6 a 92,8%.

Em relação a remoção de nitrogênio, obteve-se uma redução significativa do N-NH_4^+ em todos os sistemas de WC's, correspondendo a uma média de 91,9% e uma redução mais significativa de N-NO_3^- para as WC's plantadas, correspondendo a 91,1%. Para P-PO_4^{3-} , foi possível concluir que as WC's plantadas apresentaram remoções um pouco maiores do que a WC sem planta, apresentando uma remoção média de 93,2% para as plantadas e de 78,2% para a sem planta.

Portanto, conclui-se que o sistema de wetland construída de fluxo vertical, operando de forma intermitente, com capim vetiver, é um sistema eficiente para o tratamento do efluente de bovinocultura.

Referências Bibliográficas

1. IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/3096/agro_2017_resultados_definitivos.pdf>. Acesso em: 13 junho 2020.
2. Blanco, M. F. J.; Zenatti, D. C.; Feiden, A.; Weber, R.; Tietz, C. M.; Giacobbo, G.; Produção de biogás a partir de dejetos da bovinocultura de leite e cama de aviário. *Acta Iguazu* **2014**, *3*, 14. [Link]
3. Braile, P. M.; Cavalcanti, J. E. W. A.; *Manual de Tratamento de Águas Residuárias Industriais*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - Cetesb, São Paulo, 1993.
4. Almeida, G.V.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2016. [Link]
5. Silva, E. M.; Roston, D. M.; Tratamento de Efluentes de Sala de Ordenha de Bovinocultura: Lagoas de Estabilização Seguidas de Leito Cultivado. *Engenharia Agrícola-Jaboticabal* **2010**, *30*, 67. [Crossref]
6. Arruda, V.C.M.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Pernambuco, 2004. [Link]
7. Pinheiro, A. R.; *Trabalho de Conclusão de Curso*, Universidade Veiga de Almeida, 2019.
8. Dotro, G.; Langergraber, G.; Molle, P.; Nivala, J.; Puigagut, J.; Stein, O.; von Sperling, M.; *Treatment Wetlands - Biological Wastewater Treatment Series*, 2017. [Link]
9. Langergraber, G; Pucher, B.; Influence of design parameters on the performance of VF wetlands. *Water Science and Technology* **2019**, *80*, 265. [Crossref] [PubMed]
10. Langergraber, G.; Haberl, R.; Constructed wetlands for water treatment. *Minerva Biotecnologica* **2001**, *13*, 123. [Link]
11. Garcia, J.; Rousseau, D.; Morato, J.; Lesage, E. L. S.; Matamoros, V.; Bayona, J.; Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **2010**, *40*, 561. [Crossref]
12. Stefanakis, A.; Akratos, C. S.; Tsihrintzis, V. A.; *Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*, Elsevier Science, 2014. [Crossref]
13. Truong, P.; Van, T. T.; Pinnars, E.; Sistema de aplicação Vetiver: manual de referência técnica, **2008**. [Link]
14. Orozco, M. M. D.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Minas Gerais, 2009. [Link]
15. Vieritz, A.; Truong, P.; Gardner, T.; Smeal, C.; Modelling Monto Vetiver Growth and Nutrient Uptake for Effluent Irrigation Schemes. *Environmental Science* **2003**, *87*. [Link]
16. Santos, L. M.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Estadual Paulista, 2012. [Link]
17. Ucker, F. E.; Almeida, R. A.; Utilização do Capim Vetiver na Remoção de Nutrientes do Esgoto Doméstico. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais* **2013**, *1*, 267. [Crossref]
18. Ucker, F. E.; Almeida, R. A.; Kemerich, P. D. C.; Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. *Revista Ambiente & Água* **2012**, *7*, 87. [Crossref]
19. Rice, E. W.; Baird, R. B.; Eaton A. D.; Clesceri, L. S.; *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22a. ed., APHA: Washington, 2012.
20. Bardet, J. P.; *Experimental Soil Mechanics*, 1a. ed., Prentice Hall – Upper Saddle River: New Jersey, 1997.
21. Das, B. M.; Sobhan, K.; *Fundamentos de Engenharia Geotécnica*, 8a. ed., Cengage Learning: São Paulo, 2014.
22. Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). *NBR 6502. Rochas e Solos*. Rio de Janeiro, 1995. Disponível em: <<https://>

- pt.scribd.com/doc/195568303/NBR-6502-1995-Rochas-e-Solos#> Acesso em: 07 janeiro 2023.
23. Souza, J. T.; Haandel, A. V. C.; Cosentino, P. R. S.; Guimarães, A. V. A.; Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands construídos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2000**, *4*, 87. [[Crossref](#)]
 24. Paterniani, J. E. S.; Silva, M. J. M.; Ribeiro, T. A. P.; Barbosa, M.; Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. *Engenharia Agrícola* **2011**, *31*, 803. [[Crossref](#)]
 25. Langergraber, G.; Haberl, R.; Laber, J.; Pressl, A.; Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology* **2003**, *48*, 25. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
 26. Mello, D.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2016. [[Link](#)]
 27. Sezerino, P. H.; Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. [[Link](#)]
 28. Sezerino, P. H.; Bento, A. P.; Decezaró, S. T.; Magri, M. E.; Philippi, L. S.; Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **2015**, *20*, 151. [[Crossref](#)]
 29. Caputo, H. P.; *Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos*, 6a ed., v. 1, LTC: Rio de Janeiro, 1996.
 30. García, J.; Aguirre, P.; Barragán, J.; Mujeriego, R.; Matamoros, V.; Bayona, J. M.; Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* **2005**, *25*, 405. [[Crossref](#)]
 31. Gallina, P. R.; Schmitz, M.; Lanzarin, D. R. A.; Secchi, F. J.; Konrad, O.; *Resumo do 3º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente*, Bento Gonçalves, 2012.
 32. Pereira, A. R.; Uso do vetiver na estabilização de taludes e encostas. *Boletim técnico, Deflor Bioengenharia* **2006** *3*, 2006. [[Link](#)]
 33. Alcântara, S. F.; Freitas, W. S.; Santana, R. N.; *Resumos 1º Seminário de Iniciação Científica e 1ª Mostra de Trabalhos Científicos do IFNMG*, Salinas, 2012.
 34. Kadlec, R. H.; Wallace, S. D.; *Treatment wetlands*, 2nd. ed., CRC Press: Boca Raton, 2009.
 35. Vymazal, J.; Brezinová, T.; The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment International* **2015** *75*, 11. [[Crossref](#)] [[PubMed](#)]
 36. Pavinato, P. S.; Rosolem, C. A.; Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **2008** *32*, 911. [[Crossref](#)]
 37. Silva, S. C.; *Tese de Doutorado*, Universidade de Brasília, 2007. [[Link](#)]
 38. Sant'anna Jr., G. L.; *Tratamento biológico de efluente: fundamentos e aplicações*, 2a. ed., Editora Interciência: Rio de Janeiro, 2010.
 39. Tortora, G. J.; Funke, B. R.; Case, C. L.; *Microbiologia*, 12a. ed., Editora Artmed: Porto Alegre, 2016.
 40. Kerbauy, G. B.; *Fisiologia Vegetal*, 1a. ed., Editora Guanabara Koogan S.A.: Rio de Janeiro, 2004.
 41. Pelissari, C.; *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Santa Maria, 2013. [[Link](#)]
 42. Esteves, F. A.; *Fundamentos de Limnologia*, 3a. ed., Editora Interciência: Rio de Janeiro, 1998.