



**BÁRBARA BELCHIOR SILVÉRIO**

**CINÉTICA DE REMOÇÃO DE POLUENTES DE ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMAS  
ALAGADOS CONSTRUÍDOS CHICANEADOS**

**LAVRAS - MG  
2020**

**BÁRBARA BELCHIOR SILVÉRIO**

**CINÉTICA DE REMOÇÃO DE POLUENTES DE ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMAS  
ALAGADOS CONSTRUÍDOS CHICANEADOS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Orientador

**LAVRAS - MG  
2020**

**BÁRBARA BELCHIOR SILVÉRIO**

**CINÉTICA DE REMOÇÃO DE POLUENTES DE ÁGUA  
RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA EM SISTEMAS  
ALAGADOS CONSTRUÍDOS CHICANEADOS**

**REMOVAL KINETIC OF POLLUTANTS FROM  
SWINE WASTEWATER IN BAFFLED  
CONSTRUCTED WETLANDS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à  
Universidade Federal de Lavras, como parte  
das exigências do Curso de Engenharia  
Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título  
de Bacharel.

APROVADO em 20 de agosto de 2020.

Dr. Ronaldo Fia

DRS/UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos

DRS/UFLA

Dra. Paula Peixoto Assemany

DRS/UFLA

Prof. Dr. Ronaldo Fia  
Orientador

**LAVRAS - MG  
2020**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me dado forças para seguir e enfrentar as dificuldades que apareceram no meu caminho com motivação e esperança.

Ao meu orientador, professor Ronaldo Fia, pela orientação e apoio que precisei para realização deste trabalho.

À professora Camila, doutoranda Jaíza, mestrandos, técnicos e discentes que me auxiliaram e contribuíram com minha iniciação científica no Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária.

Aos integrantes e tutor do PETi Ambiental, Ronaldo Fia, pelos conhecimentos adquiridos e experiências compartilhadas.

A todos dos locais onde realizei meu estágio, por terem me mostrado a aplicabilidade da Engenharia Ambiental e Sanitária.

Aos meus pais, Fátima e Marcelo, e ao meu irmão Leonardo, pelos ensinamentos e amor incondicional.

Aos meus amigos e familiares, que sempre com muita parceria e cumplicidade me ajudaram nesses anos de graduação.

À Universidade Federal de Lavras, meus professores e colegas de curso pela contribuição e amparo a minha formação.

Às demais pessoas que, de alguma forma, contribuíram para realização deste trabalho.

Muito obrigada!

## RESUMO

As características físicas, químicas e biológicas de um sistema alagado construído e seu desempenho podem ser descritos por modelos matemáticos, que auxiliam na compreensão do processo de remoção de poluentes. O objetivo deste trabalho foi obter os parâmetros cinéticos por meio do ajuste de modelos matemáticos que descrevem a remoção de poluentes em três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACHs), com diferentes configurações de chicanas, cultivados com *Typha* spp., no pós-tratamento de água residuária de suinocultura. Foram realizadas amostragens em um período de 60 dias, sendo estas do afluente, efluente e de quatro pontos ao longo do comprimento dos SACHs para determinar as concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT); e os coeficientes de degradação de matéria orgânica e de remoção de nutrientes, por meio do ajuste dos modelos de predição. Nos três SACHs as eficiências de remoção de DQO, NTK e PT variaram de 60 a 71%, 71 a 75% e 46 a 54%, respectivamente. A remoção de DQO e NTK não foram influenciadas pelo uso de chicanas nos SACHs, enquanto o PT teve maior eficiência no sistema com estruturas fixadas nas laterais (SACH1). Houve correlação entre o TDH dos SACHs e os valores de k obtidos pelo ajuste do modelo cinético de primeira ordem e do modelo cinético de primeira ordem modificado para os poluentes estudados, com exceção do fósforo no SACH1, em que não se notou essa correlação para o modelo de cinética de primeira ordem modificado. Em relação aos ajustes dos modelos cinéticos, verificou-se que o modelo de primeira ordem se ajustou aos dados deste trabalho com coeficiente de determinação geralmente superior a 70%. Resultado melhor foi verificado para o modelo de primeira ordem modificado, que descreveu com mais precisão a cinética de remoção de contaminantes nos sistemas avaliados, com coeficiente de determinação superior a 90%.

**Palavras-chave:** Wetlands. Efluentes agroindustriais. Modelo cinético. Cinética de primeira ordem. Hidrodinâmica.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>6</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>8</b>
<b>3</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>9</b>
<b>3.1</b>	<b>Águas residuárias de suinocultura</b> .....	<b>9</b>
<b>3.2</b>	<b>Impactos ambientais das águas residuárias de suinocultura</b> .....	<b>10</b>
<b>3.3</b>	<b>Sistemas Alagados Construídos</b> .....	<b>11</b>
<b>3.4</b>	<b>Mecanismos e eficiência de remoção de poluentes</b> .....	<b>13</b>
<b>3.4.1</b>	<b>Remoção de matéria orgânica</b> .....	<b>13</b>
<b>3.4.2</b>	<b>Remoção de nitrogênio</b> .....	<b>14</b>
<b>3.4.3</b>	<b>Remoção de fósforo</b> .....	<b>16</b>
<b>3.5</b>	<b>Cinética de reações e modelos cinéticos</b> .....	<b>17</b>
<b>4</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>20</b>
<b>4.1</b>	<b>Local e caracterização do experimento</b> .....	<b>20</b>
<b>4.2</b>	<b>Descrição dos sistemas</b> .....	<b>20</b>
<b>4.3</b>	<b>Operação do experimento</b> .....	<b>22</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>25</b>
<b>5.1</b>	<b>Condições ambientais e operacionais</b> .....	<b>25</b>
<b>5.2</b>	<b>Desempenho dos SACHs na remoção de matéria orgânica e macronutrientes</b> .....	<b>26</b>
<b>5.3</b>	<b>Modelos cinéticos de remoção de poluentes em SACHs</b> .....	<b>27</b>
<b>5.3.1</b>	<b>Demanda química de oxigênio (DQO)</b> .....	<b>27</b>
<b>5.3.2</b>	<b>Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)</b> .....	<b>31</b>
<b>5.3.3</b>	<b>Fósforo</b> .....	<b>34</b>
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>37</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>38</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A produção de carne suína no Brasil se expandiu nos últimos anos, sendo o estado de Minas Gerais o quarto maior produtor suinícola do país, contribuindo com 11,16% de toda produção nacional, atrás apenas de Santa Catarina, Paraná e Rio Grande do Sul (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA, 2020).

A suinocultura é considerada uma atividade de alto potencial poluidor devido às águas residuárias produzidas, que se manejadas incorretamente podem contaminar a água, o ar e o solo. O lançamento direto de águas residuárias de suinocultura sem tratamento nos corpos hídricos pode causar desequilíbrios ambientais, poluição da água, disseminação de patógenos e contaminação das águas com elementos tóxicos (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002). A emissão de gases voláteis diretamente da urina e fezes dos animais pode acarretar poluição atmosférica e causar prejuízos às vias respiratórias, além de causar irritação ocular, nasal e na pele (CARDOSO; OYAMADA; SILVA, 2015; ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016).

Para minimizar os impactos causados pela criação de suínos, têm-se desenvolvido diversos métodos de tratamento de águas residuárias de suinocultura; alguns são complexos e empregam alta tecnologia e intensa manutenção, como sistemas de lodos ativados e filtros percoladores; enquanto outros são mais simples e utilizam as características dos sistemas naturais, de forma controlada, para tratar as águas residuárias, a exemplo das lagoas de estabilização e os sistemas alagados construídos (SACs) (SOARES, 2016).

Em virtude de sua facilidade de construção e simplicidade conceitual, baixo consumo de energia, incorporação à paisagem, versatilidade e longevidade, os SACs estão sendo cada vez mais utilizados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, incluindo as agroindustriais (ŠEREŠ *et al.*; 2017). Além dos efluentes de suinocultura (VILAS BÔAS *et al.*, 2018), tem sido proposto o tratamento de águas residuárias domésticas (MATOS *et al.*, 2019), de laticínios (AKRATOS *et al.*, 2018), do processamento do café (FIA *et al.*, 2010a), entre outras.

Os SACs são constituídos por um meio suporte (solo, areia, brita ou outro substrato), macrófitas aquáticas e biofilme bacteriano formado no meio, que é responsável, direta ou indiretamente por grande parte da remoção de poluentes das águas residuárias através de mecanismos físicos, químicos e biológicos. A vegetação transfere oxigênio para o substrato e inibe o crescimento de algas, além de ajudar na remoção de contaminantes do efluente e servir de suporte para o crescimento do biofilme de bactérias (KADLEC; WALLACE, 2009).

As características físicas, químicas e biológicas de um SAC e seu desempenho podem ser descritos por modelos matemáticos, que auxiliam na compreensão de como se dá a remoção de poluentes e a dinâmica desta remoção no sistema, além de propiciar seu dimensionamento (FIA, 2009). O modelo mais utilizado para descrição da remoção de poluentes em SACs é o modelo cinético de primeira ordem, que prediz um decaimento exponencial da concentração afluente ao longo do sistema de tratamento (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995). Em seus respectivos estudos, autores como Kadlec e Knight (1996), Laber, Haberl e Shrestha (1999) e Brasil *et al.* (2007), propuseram adaptações a esse modelo. Porém, a maioria das pesquisas realizadas predizem a degradação de matéria orgânica, e não há muitos dados a respeito da cinética de remoção de nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), em SACs (CUI *et al.*, 2016; FARZADKIA *et al.*, 2015). Assim, é necessário a determinação dos parâmetros dos modelos de predição para um maior conhecimento da dinâmica de remoção da matéria orgânica e de N e P nesses sistemas.



## 2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi obter parâmetros cinéticos por meio do ajuste de equações que descrevem a remoção de poluentes nos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACHs) com diferentes configurações cultivados com *Typha* spp. (taboa) no pós-tratamento de águas residuárias de suinocultura.

Como objetivos específicos, destacam-se:

- Analisar a eficiência de remoção de matéria orgânica (demanda química de oxigênio - DQO) e nutrientes (nitrogênio total Kjeldahl - NTK e fósforo total - PT) nos SACHs com diferentes configurações;
- Definir os parâmetros do modelo matemático de cinética de remoção de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) para DQO, NTK e PT;
- Avaliar comparativamente os resultados obtidos por cada modelo cinético para DQO, NTK e PT para cada configuração dos SACHs.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Águas residuárias de suinocultura

A suinocultura é uma atividade que tem se destacado, pois a carne suína é uma das proteínas mais consumidas no Brasil atualmente. No ano de 2019, em que a produção e exportação bateram recorde, foram produzidas cerca de 3,983 milhões de toneladas de carne suína no Brasil, sendo que desta quantidade total, 750,3 mil toneladas foram exportadas para mais de 90 países. Assim, a suinocultura tem uma grande importância econômica para o país, pois gera cerca de 4,1 milhões de empregos diretos e indiretos, e produz um dos alimentos fundamentais para a segurança alimentar (ABPA, 2020).

Segundo Ito, Guimarães e Amaral (2016), até a década de 70 no Brasil, a suinocultura era caracterizada pelo menor número de animais nas propriedades, que permitia que os solos desses locais absorvessem os dejetos gerados, reduzindo os impactos no meio, além de haver a utilização dos dejetos como adubo orgânico.

A partir de meados dos anos 70, houve uma modernização na suinocultura brasileira, caracterizada pelo sistema intensivo de produção, em que os animais são criados em confinamento, permitindo ganhos de escala e produtividade. Esse tipo de criação resultou em um maior número de suínos por área e no elevado volume de dejetos produzidos, que apresentam alto potencial poluidor, principalmente se lançados sem tratamento em corpos d'água (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016; MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009).

Os dejetos suínos são constituídos de esterco sólido e líquido, sendo o primeiro composto pelas fezes dos animais, que geralmente se encontram na forma pastosa ou sólida. Já o esterco líquido é composto por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e água de higienização, resíduos de ração, pêlos e poeiras vindos do processo de criação (KONZEN, 1983). Os dejetos líquidos contêm matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, sódio, magnésio, manganês, ferro, zinco, cobre e outros elementos inclusos na dieta dos animais (CORRÊA *et al.*, 2011).

A geração diária de efluentes varia de 12 a 15 litros por suíno, para leitões entre 25 a 110 kg (KONZEN, 2003). Segundo Barros *et al.* (2019), a composição química dos dejetos depende do aproveitamento dos nutrientes pelos animais, que varia com a fase de criação; da dieta dos mesmos; e da quantidade de água utilizada no processo de criação. Na Tabela 1 é apresentada a composição física, química e bioquímica da água residuária de suinocultura antes

de passar pelo tratamento no Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Tabela 1 – Caracterização física, química e bioquímica da água residuária de suinocultura obtida na unidade de tratamento do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras.

Variáveis	Afluente (mg L <sup>-1</sup> )
DBO <sub>5</sub>	2.842
DQO <sub>total</sub>	8.057
Sólidos totais	6.458
Sólidos fixos	3.872
Sólidos voláteis	2.586
NTK	60
P <sub>total</sub>	1
Óleos e graxos	322

DBO<sub>5</sub> – demanda bioquímica de oxigênio de 5 dias; DQO<sub>total</sub> – demanda química de oxigênio total; NTK – nitrogênio total Kjeldahl; P<sub>total</sub> – fósforo total.

Fonte: Adaptado de PEREIRA *et al.* (2011).

Portanto, em função das características apresentadas, as águas residuárias de suinocultura têm elevado potencial para causar degradação ambiental.

### 3.2 Impactos ambientais das águas residuárias de suinocultura

O lançamento direto dos dejetos suínos sem tratamento pode causar graves impactos ambientais negativos na água, no solo e no ar, visto que a capacidade poluente dos dejetos suínos é elevada. De acordo com Lindner (1999), utilizando-se o conceito de equivalente populacional, um suíno, equivale em média a 3,5 pessoas. Isso significa que uma granja com 600 animais polui o equivalente a um núcleo populacional de 2.100 pessoas (DIESEL; MIRANDA; PERDOMO, 2002).

Os efluentes de suinocultura podem causar impactos nos recursos hídricos como: elevação da DBO da água, o que diminui o oxigênio dissolvido no meio; aumento da concentração de sólidos suspensos e dissolvidos; proliferação de doenças de veiculação hídrica;

alteração da biodiversidade aquática e aumento da toxicidade em plantas (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016; MATOS, 2005). Além disso, quando há o lançamento de grandes cargas orgânicas pode causar: morte de animais, exalação de odores fétidos e de gases agressivos e dificultar o tratamento de água para abastecimento da população (MATOS, 2005).

Presentes nas águas residuárias de suinocultura, os nutrientes nitrogênio e fósforo, também afetam os corpos hídricos (BRASIL *et al.*, 2007). Esses elementos estão presentes em rios e lagos e são muito importantes na cadeia alimentar, porém, quando estão em altas concentrações em águas superficiais e juntamente com boas condições de luminosidade, geram um fenômeno chamado de eutrofização, que é caracterizado pelo enriquecimento das águas com nutrientes, podendo levar ao crescimento elevado de alguns organismos (BARRETO *et al.*, 2013; VILAS BÔAS *et al.*, 2018). O crescimento exagerado de organismos aquáticos como as algas, proporcionado pela eutrofização, pode causar alteração no sabor, odor, turbidez e cor da água, e comprometer os múltiplos usos do corpo d'água (SMITH; SCHINDLER, 2009).

Desse modo, em função do alto poder poluidor, os efluentes de suinocultura devem passar por um sistema de tratamento antes do lançamento no ambiente. Existem diversos tipos de tratamento de águas residuárias de suinocultura, desde as formas habituais a tecnologias mais avançadas. Um dos sistemas mais utilizados para esse tipo de efluente é o anaeróbio. Com relação a esse sistema, destaca-se o reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), que suporta altas cargas orgânicas, mas apresenta limitações como a necessidade de pós-tratamento e remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória (CHERNICHARO, 2007). Outro tipo de tratamento de efluentes de suinocultura utilizado é o aeróbio. Sobre esse tipo de tratamento têm-se as lagoas de estabilização, que apresentam boas eficiências, mas que também precisam de um pós-tratamento para atender aos padrões de lançamento de efluentes líquidos (BELLI FILHO *et al.*, 2001). Assim, devido às limitações dos diferentes sistemas tradicionalmente utilizados no tratamento de efluentes, principalmente agroindustriais, é necessário pesquisar tecnologias de tratamentos mais eficientes e avançadas, como os sistemas alagados construídos (SACs).

### **3.3 Sistemas Alagados Construídos**

Os sistemas alagados são ecossistemas que contribuem para melhoria da qualidade da água, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 2000a). Por isso, esses sistemas

estão sendo utilizados de forma artificial para tratar águas poluídas, sendo denominados sistemas alagados construídos (SACs) (BRASIL *et al.*, 2007).

A utilização dos SACs apresenta vantagens como: alta eficiência de remoção de poluentes, fácil operação e manutenção, baixa necessidade de energia e altas taxas de reciclagem de água, além de economia na instalação e operação, e baixo requerimento de mecanização (SOARES, 2016).

Os sistemas alagados construídos são compostos por um conjunto de canais com fundo e laterais de baixa permeabilidade, preenchidos com substrato poroso (areia grossa, brita, cascalho), que serve de suporte para o desenvolvimento do biofilme bacteriano e para o crescimento de espécies vegetais (KADLEC; WALLACE, 2009). Assim, as plantas, o substrato e o biofilme de bactérias são partes fundamentais de um SAC, sendo responsáveis, direta ou indiretamente, pelos mecanismos de remoção de poluentes da água residuária (CAMPOS, 1999).

Esses sistemas podem ser divididos em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal (SACH) e de escoamento vertical (SACV). No SACH, o efluente, impulsionado pela declividade do fundo, segue no sentido horizontal, passando pela zona de entrada e percolando através da zona de saída, passando pelo meio filtrante em contato com regiões aeróbias, anaeróbias e anóxicas. Esse tipo de SAC pode ser classificado em escoamento superficial e subsuperficial. No superficial, o escoamento é sobre a superfície, com lâmina de água livre (KADLEC; WALLACE, 2009). No subsuperficial, a água residuária escoava de uma extremidade do SAC a outra, através de substratos porosos. Esse SACH apresenta vantagens como alimentação contínua e não apresentar exposição livre do efluente, diminuindo o risco de contato de humanos e animais com organismos patogênicos, além de não ser um ambiente propício para mosquitos, se for bem operado (SOARES, 2016). No SACV o efluente é lançado de forma intermitente na superfície, inundando o sistema e percolando verticalmente, sendo coletado pelo sistema de drenagem no fundo do SAC (VILAS BÔAS *et al.*, 2018).

Os SACs podem ser cultivados em monocultura ou com mais espécies vegetais (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010). Algumas funções da parte vegetal são: remoção de nutrientes e outros constituintes da água residuária; transferência de oxigênio para o substrato; inibição do crescimento de algas em função da sombra promovida pelas folhas; servir de suporte (rizomas, raízes e serrapilheira) para o crescimento de biofilme; ciclagem de nutrientes; diminuição da turbidez; além de melhoria na permeabilidade do substrato e na estética do ambiente (CAMPOS, 1999; USEPA, 1988; VYMAZAL, 2020).

Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido utilizadas espécies como: taboa (*Typha* spp.) (BORGES *et al.*, 2009; FIA, 2009), capim-tifton-85 (*Cynodon* spp.) (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008), alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (FIA *et al.*, 2010b), capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2010; MATOS *et al.*, 2010), lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (CHAGAS *et al.*, 2011), tripa-de-sapo (*Alternanthera philoxeroides*) (MATOS; FREITAS; BORGES, 2011), azevém (*Lolium multiflorum*) e aveia preta (*Avena strigosa* Schreb) (FIA *et al.*, 2010a).

### **3.4 Mecanismos e eficiência de remoção de poluentes**

As águas residuárias são depuradas e/ou transformadas nos SACs por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos. Dentre os fatores físicos podem ser citados: mecanismo de filtração por meio das raízes das plantas, fixação de biofilme no substrato e nas macrófitas e sedimentação. Os fatores químicos são: oxidação, efeito biocida decorrente do material excretado por algumas macrófitas, adsorção e absorção de contaminantes, principalmente o nutriente fósforo. Os mecanismos biológicos envolvem liberação de exudatos radiculares que interferem na microbiota aquática, predação por nematoides e parasitas, e decaimento natural (KADLEC; WALLACE, 2009).

Vale destacar que esses mecanismos atuam de acordo com o tipo de planta do SAC, escoamento do efluente no leito de tratamento, material suporte, e sobretudo, pelas características físicas e químicas da água residuária (temperatura, alcalinidade, pH, oxigênio dissolvido, entre outras). Além disso, fatores bióticos como a variedade de microrganismos (bactérias, fungos e macrófitas) do meio e abióticos como qualidade e quantidade de efluente e o ciclo hidrológico também afetam o desempenho dos SACs (BRASIL, 2005; USEPA, 2000b, VILAS BÔAS, 2013).

#### **3.4.1 Remoção de matéria orgânica**

Os microrganismos dispersos nos interstícios do meio filtrante ou aderidos a ele, dão origem ao biofilme. Esses microrganismos precisam de uma fonte de energia e de carbono para seu metabolismo e reprodução. A fonte de energia pode ser a luz solar ou reações de oxidação-redução e a fonte de carbono, dióxido de carbono da atmosfera (autotróficos) ou carbono orgânico (heterotróficos). Nos SACHs de escoamento subsuperficial o grupo heterotrófico é o mais importante na degradação da matéria orgânica (PAOLI, 2010).

A remoção de material orgânico presente nas águas residuárias em SACs pode-se dar por meio de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia, em que o oxigênio é utilizado como aceptor final de elétrons (agente oxidante), e principalmente por decomposição anaeróbia, onde os aceptores de elétrons são compostos como nitrato, sulfato e gás carbônico (REDDY; DELAUNE, 2008). Segundo Paoli (2010), a maioria do material carbonáceo é degradado anaerobiamente nos SACs, em função das condições de saturação do meio e dos mecanismos de oxigenação pouco relevantes (troca atmosférica e metabolismo das plantas). Apesar de Matos *et al.* (2010) terem verificado aumento do potencial redox ao longo do comprimento dos SACs, tornando o ambiente anóxico ao final do mesmo.

Os SACs têm sido eficientes na remoção de carga orgânica, expressa em DQO, no tratamento de águas residuárias de suinocultura, conforme mostrado em estudos realizados por Lee *et al.* (2004), González *et al.* (2009), Matos, Freitas e Lo Monaco (2010), Santos *et al.* (2016) e Ito *et al.* (2019), que obtiveram remoção de DQO entre 52% e 98%, dependendo da carga orgânica aplicada, do tempo de detenção hidráulica (TDH) e da configuração do SAC.

### **3.4.2 Remoção de nitrogênio**

As formas de nitrogênio encontradas nos SACs variam desde compostos orgânicos (proteínas, peptídeos, ureia, ácidos nucleicos) até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação, como o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrogênio amoniacal e nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) (REDDY; DELAUNE, 2008).

Vários processos biológicos e físico-químicos de transformação de nitrogênio ocorrem em SACs, devido à atividade de microrganismos, absorção e síntese pelas plantas (BRASIL, 2005; INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION - IWA, 2000; VYMAZAL, 2020). Segundo Olijnyk (2008), os microrganismos, com destaque para as bactérias, são os responsáveis pelos processos de decomposição do material orgânico, nitrificação e desnitrificação.

A amônia ( $\text{NH}_3$ ) presente no sistema pode sofrer oxidação biológica e ser convertida para nitrito e posteriormente em nitrato. Por isso, o oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. Este oxigênio é levado para o interior do meio filtrante por convecção e difusão atmosférica, e através das plantas (MATOS *et al.*, 2010; PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Porém, como os SACs são ambientes predominantemente anaeróbios, a nitrificação fica comprometida (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995).

Após a nitrificação, o nitrato pode passar por um processo de desnitrificação ou de assimilação. Na desnitrificação o nitrato é convertido a óxido nitroso ( $N_2O$ ) e gás nitrogênio, sendo posteriormente liberado para a atmosfera (USEPA, 2000b). Crites e Tchobanoglous (1998) sugerem que, em SAC, a desnitrificação em água residuária urbana pode ocorrer em TDH de 2 a 4 dias.

A assimilação é a incorporação do nitrogênio na biomassa das plantas. Este processo consiste em vários processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos para servir de reserva para células e tecidos das espécies vegetais. O amônio ( $NH_4^+$ ) e o nitrato ( $NO_3^-$ ) são as duas formas de nitrogênio mais utilizadas. No entanto, o amônio por ser mais reduzido energeticamente é a fonte preferencial, porém em águas com muito nitrato, este será a maior fonte de nitrogênio a ser assimilado (KADLEC; KNIGHT, 1996; KADLEC; WALLACE, 2009).

As plantas em SACs absorvem macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais), durante a fase de crescimento. A maior parte dos nutrientes são transportados para o rizoma e raízes no começo da senescência, e uma parte significativa pode ser liberada da espécie vegetal e retornar ao efluente (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007; VYMAZAL, 2020).

A amônia também pode ser removida da água residuária por meio de adsorção ao material filtrante, detritos e sedimentos dos SACs (KADLEC; KNIGHT, 1996). Porém, segundo Cooper *et al.* (1996), a capacidade de troca iônica da amônia, com os minerais do meio filtrante não é tida como uma forma de remoção permanente. Além disso, a amônia livre pode ser removida da solução para a atmosfera através de difusão e por transferência de massa da superfície da água para a atmosfera (KADLEC; WALLACE, 2009).

Segundo Vymazal (2007), a eficiência na remoção de nitrogênio em SACs varia entre 40 e 55%, com a carga removida variando entre 250 e 630  $g\ m^{-2}\ ano^{-1}$  de N, dependendo do tipo de SAC e da carga afluente de nitrogênio. No entanto, os processos responsáveis pela remoção diferem em magnitude entre os sistemas. SACs em estágio único não podem obter satisfatória remoção de nitrogênio devido à sua incapacidade de fornecer condições aeróbias e anaeróbias ao mesmo tempo. SACVs removem com sucesso o amônio, mas a desnitrificação torna-se limitada nesses sistemas. Por outro lado, SACHs fornecem boas condições para desnitrificação, mas a capacidade desse sistema para nitrificar é limitada. Portanto, o ideal é combinar diferentes configurações de SACs para obter as vantagens específicas de cada sistema.



### 3.4.3 Remoção de fósforo

O fósforo ocorre nas águas naturais e residuárias principalmente como fosfatos. Os mecanismos de remoção deste nutriente em SACs são adsorção, filtração, sedimentação, complexação/precipitação e assimilação. A remoção do fósforo presente no material particulado se dá por sedimentação dos sólidos suspensos (DORNELAS, 2008).

As reações de adsorção e precipitação acontecem quando há minerais como o cálcio, alumínio e ferro no material filtrante (VYMAZAL, 2007). Em valores de pH neutros a alcalinos, o fósforo precipita com cálcio e, em pH ácido, com ferro ou alumínio (KADLEC; WALLACE, 2009). Dependendo do potencial redox do sedimento, o fósforo pode ser liberado (dessorvido) dos complexos metálicos. Em condições anóxicas, por exemplo, o composto de ferro pode ser reduzido para um composto mais solúvel, liberando fosfatos de ferro no meio. Nessas condições, pode haver também liberação de fosfatos por meio de fosfatos de ferro e de alumínio através de hidrólise. Além disso, fosfatos absorvidos por argilas e óxidos hidratados podem sofrer ressolubilização por meio da troca de ânions (USEPA, 2000b).

O fosfato deve estar na forma inorgânica solúvel para ser absorvido pelas plantas. A transformação do fosfato orgânico e inorgânico insolúvel para forma citada é feita através de microrganismos na água, no biofilme ou no sedimento dos SACs (USEPA, 2000b).

Dentre os mecanismos de remoção de fósforo, a adsorção no meio filtrante é o principal, sendo assim importante a escolha de materiais capazes de reter esse elemento (VYMAZAL, 2007). Observa-se, então, que os SACs apresentam capacidade limitada de remoção de fósforo, visto que não existe nenhum “mecanismo de perda permanente”, como acontece na remoção de nitrogênio, com a desnitrificação. Com isso, o fósforo tende a se acumular nos sistemas. Assim, para gerar um efluente com baixa concentração de fósforo tratando águas residuárias em SACs, é necessário um longo tempo de detenção hidráulica e trocar o material filtrante periodicamente (PAOLI, 2010; USEPA, 2000a).

A remoção do fósforo total pode variar entre 40 e 60% em todos os tipos SACs, com carga removida variando entre 45 e 75 g m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de PT, dependendo do tipo de SAC e da carga afluente de P (VYMAZAL, 2007).

### 3.5 Cinética de reações e modelos cinéticos

Muitas das reações de remoção de poluentes que ocorrem no tratamento de efluentes são lentas e é importante considerar a sua cinética. As ordens de reações mais encontradas nessa área são de ordem zero e de primeira ordem (VON SPERLING, 2014).

As reações de ordem zero são aquelas em que a taxa de reação é independente da concentração dos reagentes, ou seja, a taxa é constante ao longo do tempo. São exemplos de reações de ordem zero a oxidação da amônia em nitrito e a oxidação de glicose por bactérias aeróbias (VON SPERLING, 2016).

As reações de primeira ordem são aquelas em que a taxa de reação é proporcional à concentração dos reagentes, ou seja, a taxa de mudança da concentração do reagente é função da concentração deste reagente em cada instante (VON SPERLING, 2014). Pode-se citar como sendo reações de primeira ordem o decaimento bacteriano na desinfecção e a degradação de matéria orgânica no teste de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (SAWYER; McCARTY, 1967; VON SPERLING, 2016). Essas reações também podem ser aplicadas a variáveis que englobam diversos compostos, como a matéria orgânica (em termos de DBO e DQO) e nutrientes (DRIZO *et al.*, 2000; FARZADKIA *et al.*, 2015; FIA, 2009; ROUSSEAU; VANROLLEGHEM; PAUW, 2004).

As cinéticas das reações podem ser expressas por modelos matemáticos cinéticos, que englobam as características físicas, químicas e biológicas de um SAC e seu desempenho. Tal fato ajuda a compreender a remoção de poluentes e a dinâmica desta no sistema (FIA, 2009).

O modelo mais frequentemente utilizado no planejamento de SACs de escoamento horizontal subsuperficial é o modelo cinético de primeira ordem que prediz as concentrações médias nos efluentes (KADLEC; WALLACE, 2009), apesar das inadequações já apresentadas para o modelo (BRASIL *et al.*, 2007; KADLEC, 2000). A maior parte dos projetistas adotam, para condições de estado estacionário, o modelo de escoamento do tipo pistão, apesar das controvérsias na literatura a respeito das condições hidrodinâmicas reais de SACs de escoamento horizontal subsuperficial (VON SPERLING; PAOLI, 2013).

Uma forma da equação de primeira ordem é apresentada por Reed, Crites e Middlebrooks (1995) (Equação 1).

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k \times TDH)} \quad (1)$$

em que:

$C_e$  = concentração efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );

$C_a$  = concentração afluyente ( $\text{mg L}^{-1}$ );  
 $k$  = constante de reação de primeira ordem ( $\text{d}^{-1}$ );  
 TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

O efeito da temperatura pode ser expresso pela constante  $k_T$  (k), que pode ser obtida por meio de equações empíricas que relacionam a constante de reação a  $20^\circ\text{C}$  ( $k_{20}$ ) com a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius, conforme apresentado na Equação 2 (WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION, 1990).

$$k_T = k_{20} \cdot 1,06^{(T-20)} \quad (2)$$

em que:

$k_T$  = constante de remoção dependente da temperatura do líquido residente ( $\text{d}^{-1}$ );  
 $k_{20}$  = constante de remoção a  $20^\circ\text{C}$  ( $\text{d}^{-1}$ );  
 $T$  = temperatura do líquido residente ( $^\circ\text{C}$ ).

Para aplicação do modelo cinético de primeira ordem, presume-se que as transformações químicas sejam irreversíveis, ocorrendo sob taxa de reação homogênea de primeira ordem, e que o escoamento é do tipo pistonado. Essa premissa ignora a influência de fatores como precipitação, evapotranspiração e padrões de escoamento não ideal (BRASIL *et al.*, 2007; CARLETON, 2002; KADLEC, 2000; KINCANON; McANALLY, 2004).

Segundo Brasil *et al.* (2007) a inadequação desse modelo com escoamento do tipo pistão na predição da remoção de matéria orgânica é devido ao fato do coeficiente de decaimento (k) não ser realmente constante ao longo dos SACs, decrescendo do início para o final do leito de tratamento. Essa diminuição deve-se provavelmente, ao aumento do material orgânico recalcitrante ao longo do sistema, podendo superestimar a remoção deste. Os autores propuseram, então, uma modificação no modelo matemático, inserindo um novo coeficiente ( $n$ ) na Equação 1, para que esta represente melhor a cinética de degradação de matéria orgânica em SACs (Equação 3).

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k_B \times \text{TDH}^n)} \quad (3)$$

em que:

$C_e$  = concentração efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );  
 $C_a$  = concentração afluyente ( $\text{mg L}^{-1}$ );  
 $k_B$  = constante de reação de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) ( $\text{d}^{-1}$ );  
 TDH = tempo de detenção hidráulica (d);

$n$  = constante da equação.

O coeficiente  $n$  representa o aumento da resistência de degradação do material orgânico remanescente e da redução do tempo de detenção hidráulica devido aos efeitos da distribuição do TDH no sistema (BRASIL *et al.*, 2007). A diminuição do TDH pode estar relacionada com fatores como formação de zonas mortas no sistema radicular das plantas, configuração dos SACs, efeito da velocidade de deslocamento dos poluentes do efluente (CARLETON, 2002; FIA, 2009; KADLEC, 2000) e dispersão dos poluentes no meio (SULIMAN *et al.*, 2004).

Os valores de  $n$  encontrados nos trabalhos realizados normalmente variam entre 0 e 1,0 (COSTA, 2016). Matos *et al.* (2019) ao ajustar o modelo adaptado por Brasil *et al.* (2007) para valores de DQO encontram  $n$  de 0,43 a 0,57 tratando esgoto sanitário com concentração de 494 mg L<sup>-1</sup> de DQO em SACHs. Fia *et al.* (2012) obtiveram valores de  $n$  igual a 0,87 no tratamento de águas residuárias de suinocultura com taxa de aplicação superficial de DQO (TAS<sub>DQO</sub>) de 458 e 665 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> em SACHs não cultivados, também no ajuste do modelo citado para DQO. Fia (2009) obteve  $n$  de 0,17 a 0,62 ao ajustar dados de NTK, e entre 0,091 e 0,16 para os dados de PT, tratando águas residuárias de suinocultura em SACHs não cultivados e cultivados com taboa e capim tifton-85 com diferentes taxas de carregamento.

Assim, o modelo adaptado por Brasil *et al.* (2007) tem grande importância para estudos de SACs, já que permite o monitoramento e avaliação destes, de modo a disponibilizar coeficientes cinéticos mais apropriados para sistemas operados em condições tropicais (MATOS; FREITAS; BORGES, 2011).

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

As eficiências de remoção de DQO, NTK e PT e os ajustes dos modelos de predição obtidos no presente trabalho foram calculados a partir de dados dos poluentes coletados ao longo dos SACHs na realização do trabalho de Vilas Bôas (2013). De forma semelhante, os dados operacionais (vazão, tempo de detenção hidráulica e taxas de aplicação superficial) foram obtidos a partir de dados coletados paralelamente à realização do trabalho de Vilas Bôas (2013).

### 4.1 Local e caracterização do experimento

O experimento foi conduzido na área de tratamento de efluentes do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais. As coordenadas geográficas são 21°14'S de latitude, 42°00'W de longitude e altitude média de 918 m. O clima é do tipo Cwa (subtropical úmido), de acordo com a classificação de Köppen (SÁ JUNIOR *et al.*, 2012).

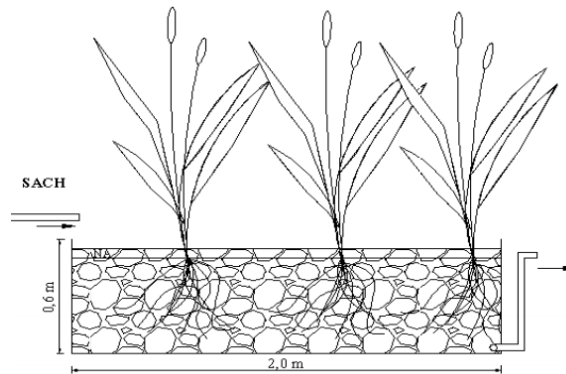
No presente trabalho utilizou-se água residuária da suinocultura (ARS) proveniente da limpeza das instalações do setor suinícola do Departamento de Zootecnia da UFLA. Primeiramente, a ARS passa por um pré-tratamento constituído de caixa de retenção de sólidos e peneira estática, seguido de um tratamento primário/secundário composto por reator anaeróbio compartimentado, reator de manta de lodo (UASB) e decantador (PEREIRA *et al.*, 2011). Do decantador, a ARS pré-tratada era bombeada para um reservatório de distribuição, e por meio de bombas dosadoras a solenoide era aplicada a três sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACV), tal como descrito por Vilas Bôas *et al.* (2018).

Por gravidade, cada SACV alimentou um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SACH), objeto do presente estudo.

### 4.2 Descrição dos sistemas

Os SACHs foram constituídos por caixas de fibra de vidro com dimensões de 2,0 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,6 m de altura (Figura 1), preenchidos com brita zero (diâmetro D-60 = 7,0 mm e volume de vazios inicial médio de  $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ) até a altura de 0,55 m, deixando-se o nível d'água a 0,05 m abaixo da superfície do meio suporte. Apresentavam ainda um sistema de drenagem localizado na parte oposta à entrada da água residuária, feito com tubos de PVC (32 mm) perfurado.

Figura 1 – Diagrama esquemático dos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACH).



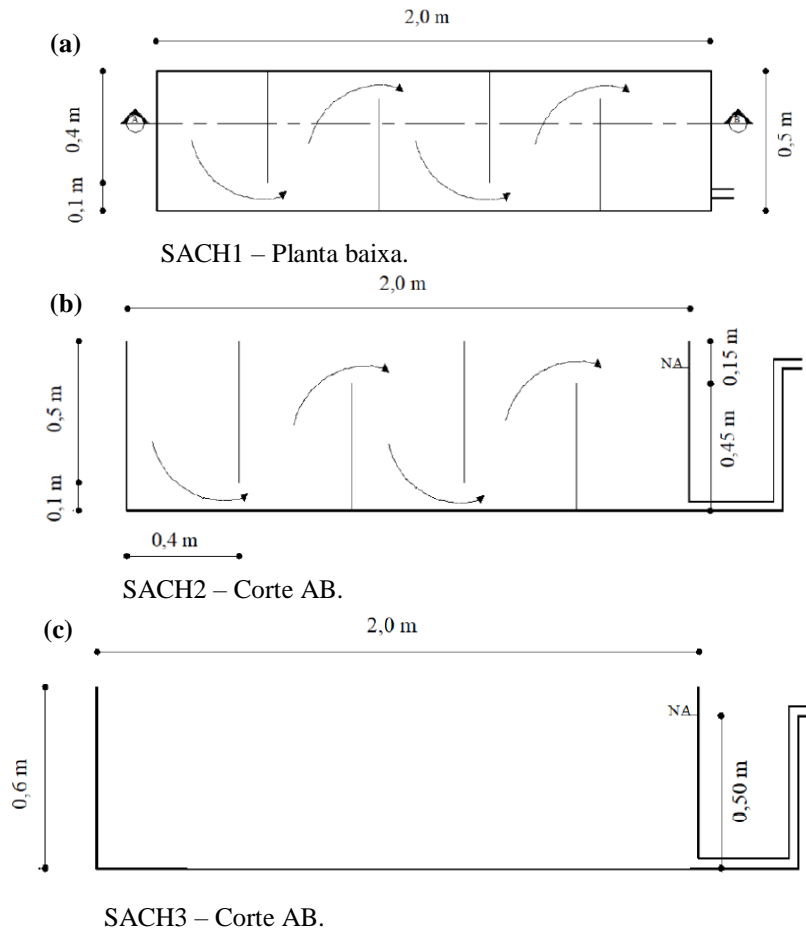
Fonte: Adaptado de Vilas Bôas (2013).

Três diferentes configurações dos SACHs foram propostas para avaliar a influência do comportamento hidrodinâmico na remoção de contaminantes da ARS: o SACH1, com divisórias internas fixadas nas laterais sistema para favorecer o escoamento do tipo pistão de um lado para o outro dentro do sistema (Figura 2a); o SACH2, com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do sistema para facilitar o escoamento ascendente e descendente dentro da unidade, com o intuito de favorecer a mistura do efluente em ambiente estritamente anaeróbio no fundo, e em ambiente aeróbio/anóxico na superfície do SACH (Figura 2b); o SACH3, sem divisórias internas, conforme os SACHs normalmente pesquisados (Figura 2c).

Dentro dos SACH foram instalados de forma equidistantes, a cada 0,40 m, quatro tubos de PVC de 32 mm perfurados para amostragem ao longo dos sistemas.

Nos SACHs foi plantado a taboa (*Typha* spp.), por ser uma espécie de macrófita adaptada a ambientes saturados de água, ter crescimento acelerado, e por possuir aerênquima, que permite conduzir oxigênio para o interior do meio filtrante (PINCAM; JAMPEETONG, 2020). As mudas foram retiradas de uma área alagada natural localizada no setor de piscicultura da UFLA. A densidade de plantio foi de 14 plantas por m<sup>2</sup> ou 14 plantas por SACH (FIA *et al.*, 2014).

Figura 2 – Esquema das diferentes configurações dos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACH) avaliados no tratamento da água residuária de suinocultura.



Fonte: Adaptado de Vilas Bôas *et al.* (2018).

### 4.3 Operação do experimento

O sistema foi operado em três fases com aumento gradual da taxa de aplicação superficial (Tabela 2) proveniente de efluentes de suinocultura pré-tratado em reatores anaeróbios compartimentados e de manta de lodo, e em sistemas alagados construídos de escoamento vertical. Após 140 dias de funcionamento (fases I e II), iniciou-se a terceira fase que durou 60 dias e em que coletou a maior parte dos resultados obtidos no tópico 5 (concentração dos poluentes e tempo de detenção hidráulica teórico e real).

Tabela 2 – Valores médios das taxas de aplicação superficial de demanda química de oxigênio ( $TAS_{DQO}$ ), nitrogênio total Kjeldahl ( $TAS_{NTK}$ ) e de fósforo total ( $TAS_{PT}$ ) dos SACHs em cada fase.

Sistemas	Fase I			Fase II			Fase III		
	$TAS_{DQO}$	$TAS_{NTK}$	$TAS_{PT}$	$TAS_{DQO}$	$TAS_{NTK}$	$TAS_{PT}$	$TAS_{DQO}$	$TAS_{NTK}$	$TAS_{PT}$
	(13)	(12)	(11)	(9)	(9)	(9)	(8)	(8)	(8)
SACH1	294	125	8,8	319	78	8,3	397	121	11,9
SACH2	290	124	8,7	320	78	8,3	397	121	11,9
SACH3	290	124	8,7	319	78	8,3	397	121	11,9

SACHs – sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com diferentes configurações;  $TAS_{DQO}$  - taxa de aplicação superficial de demanda química de oxigênio ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de DQO);  $TAS_{NTK}$  - taxa de aplicação superficial de nitrogênio total Kjeldahl ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de NTK);  $TAS_{PT}$  - taxa de aplicação superficial de fósforo total ( $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de PT). O número de amostragens está entre parênteses.

Fonte: Adaptado de Vilas Bôas (2013).

A vazão foi monitorada ao menos cinco vezes na semana, por medição direta. Dentro da casa de vegetação instalou-se um termohigrômetro para medição da temperatura máxima e mínima do ar e do efluente em tratamento. As temperaturas médias diárias foram obtidas pelo cálculo das médias simples entre as temperaturas máximas e mínimas diárias (JERSZURKI; SOUZA, 2010).

Na fase III, durante cerca de 11 dias, coletou amostras do afluente, do efluente e dos quatro pontos distribuídos ao longo dos SACHs para determinação de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e de fósforo total (PT), e em sete destas amostragens foi realizada a análise de demanda química de oxigênio (DQO), sendo que em todas amostragens determinou a DQO para os pontos citados.

Foram determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por método potenciométrico. A concentração de matéria orgânica na forma de DQO solúvel foi determinada após a filtração da amostra em membrana de  $0,45\ \mu m$ , pelo método colorimétrico após digestão em refluxo fechado; o NTK foi determinado pelo método 4.500 Nitrogen (Organic), e fósforo total pelo método do ácido ascórbico (4.500 - PE), após digestão ácida (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF, 2005).

Ao final da terceira fase, procedeu-se o estudo hidrodinâmico com traçador utilizando cloreto de lítio (LiCl), tal como descrito por Fia *et al.* (2015). Para estimativa dos valores de tempo de detenção hidráulica real ( $TDH_R$ ), foi utilizado balanço de massa para condição de



fluxo em pistão ideal (sem dispersão axial) conforme citado por Metcalf e Eddy (2003). Os valores de tempo de detenção hidráulica teórico ( $TDH_T$ ) foram obtidos dividindo o volume útil dos SACHs pela vazão.

O coeficiente de degradação/remoção da matéria orgânica (DQO), e do NTK e PT (k), foram obtidos por meio do ajuste de modelos de predição representados pelas equações 1 e 3, utilizando o Software Statistica.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Condições ambientais e operacionais

As temperaturas médias e o desvio-padrão (entre parênteses) do ar na casa de vegetação e do líquido em tratamento nos SACHs na Fase III foram iguais a 26,5°C (2,5°C) e 23,8°C (1,6°C). Apesar das temperaturas relativamente elevadas do ar na casa de vegetação, a temperatura média do líquido pode ser considerada mesofílica, devido ao elevador calor específico da água e ao sombreamento realizado pela taboa no leito de brita. Além disso, o aumento de temperatura aumenta a degradação de matéria orgânica e a dinâmica de nutrientes, indicando uma relação positiva entre a temperatura e a taxa de remoção do poluente (KADLEC; WALLACE, 2009).

As condições operacionais dos SACHs durante a fase III estão apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores médios das condições operacionais aplicadas aos SACHs durante a terceira fase do experimento.

Sistemas	Q	L/B	TDH <sub>T</sub>	TDH <sub>R</sub>	pH <sup>(8)</sup>
SACH1	0,129	6,3	2,32	1,58	7,0
SACH2	0,129	6,3	2,32	2,48	7,0
SACH3	0,131	4,0	2,29	1,08	6,9

SACHs – sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com diferentes configurações; Q – Vazão (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>); L/B – relação comprimento/largura calculada conforme Von Sperling (2002); TDH<sub>T</sub> – Tempo de detenção hidráulica teórico (d); TDH<sub>R</sub> – Tempo de detenção hidráulica real (d); pH – potencial hidrogeniônico.

Fonte: Adaptado de Fia *et al.* (2015) e Vilas Bôas (2013).

Nota-se que os valores de pH estiveram dentro da neutralidade o que favorece a atividade dos microrganismos nos diferentes ciclos biogeoquímicos. Processos microbianos são sensíveis ao pH em SACHs. De um modo geral, as taxas de produção heterotrófica são maiores quando a água residuária apresenta valores quase neutros de pH comparadas aos efluentes ácidos (MENG *et al.*, 2014).

## 5.2 Desempenho dos SACHs na remoção de matéria orgânica e macronutrientes

Na Tabela 4 estão apresentadas as concentrações médias de DQO, NTK e PT afluente e efluente dos SACHs durante a terceira fase de monitoramento, e suas respectivas eficiências.

Tabela 4 – Valores médios e desvio-padrão de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) afluente e efluente dos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACH) e suas respectivas eficiências e desvio-padrão.

Variáveis	SACH	Afluente	Efluente	Eficiência
DQO <sup>(6)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	SACH1	335 (67)	103 (24)	68 (11)
	SACH2	304 (87)	112 (41)	60 (19)
	SACH3	305 (87)	89 (44)	71 (12)
NTK <sup>(11)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	SACH1	125 (68)	33 (17)	71 (11)
	SACH2	125 (68)	26 (9)	74 (14)
	SACH3	125 (68)	30 (13)	75 (5)
PT <sup>(11)</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	SACH1	5,6 (3,1)	2,2 (1,0)	54 (20)
	SACH2	5,6 (3,1)	2,7 (1,4)	46 (28)
	SACH3	5,6 (3,1)	2,6 (1,3)	46 (26)

Entre parênteses e sobrescrito está o desvio-padrão e número de amostras utilizado no cálculo da média, respectivamente.

Fonte: Do autor (2020).

A concentração afluente de matéria orgânica e de nutrientes apresentou-se reduzida, quando comparada à concentração em água residuária bruta de suinocultura como relatado por Amorim *et al.* (2015a), por ter sido submetida a tratamento biológico prévio. Tal fato implica em uma água residuária com menor quantidade de matéria orgânica facilmente biodregradável, o que leva a menores eficiências de remoção quando comparadas com sistemas de tratamento que recebem efluentes brutos.

As eficiências de remoção de matéria orgânica foram superiores à observadas por Amorim *et al.* (2015a), que obtiveram 57% de remoção de DQO solúvel ao tratar águas residuárias de suinocultura pré-tratadas em reator anaeróbio de fluxo ascendente, no mesmo SACH2 do presente trabalho. Isso provavelmente ocorreu em função das maiores TAS<sub>DQO</sub>, da ordem de 650 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Meng *et al.* (2014) relataram que a sobrecarga orgânica pode

levar ao acúmulo excessivo de matéria orgânica no sistema e à produção de uma série de efeitos negativos, entre eles a redução da eficiência de remoção de matéria orgânica.

Valores de remoção de DQO superiores aos observados no presente trabalho (88%) foram relatados por Matos, Freitas e Borges (2011) ao tratarem água residuária de suinocultura, pré-tratada em filtros de bagaço de cana, em SACHs cultivados com taboa. Apesar das maiores taxas de aplicação de matéria orgânica ( $590 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO), acredita-se que os maiores valores de eficiência observados se devem ao fato do maior TDH aplicado (6,4 dias), visto que maiores TDHs proporcionam maiores potenciais de oxirredução e consequentemente maiores eficiências de remoção de poluentes (FAULWETTER *et al.*, 2009).

Quanto aos nutrientes, nota-se que os valores foram suficientes para manutenção do equilíbrio nutricional para a degradação da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014). Além disso, a remoção de nutrientes nos SACs do presente trabalho foi superior à observada por Amorim *et al.* (2015b), que verificaram remoção de NTK e PT da ordem de 20% e 25%, ao aplicarem de 120 a  $460 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de NTK e de 13 a  $240 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de PT, taxas com valores iniciais próximos aos aplicados no presente trabalho. Ou seja, não houve variação significativa da eficiência de remoção com a variação da taxa de aplicação citada, provavelmente em função das elevadas taxas de aplicação superficial de matéria orgânica, que reduziram o potencial de oxirredução do sistema, minimizando as eficiências de remoção de nutrientes (FAULWETTER *et al.*, 2009; MENG *et al.*, 2014), ao contrário do observado neste trabalho.

Os valores efluentes de DQO dos SACHs estão dentro do estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG n° 1/2008, que exige DQO menor ou igual a  $180 \text{ mg L}^{-1}$  para o lançamento de efluentes. Não há parâmetro de concentração de fósforo e NTK em efluentes lançados em cursos d'água em Minas Gerais. Porém, dependendo da vazão da água residuária tratada e das características dos cursos d'água, pode haver alteração significativa da concentração dos nutrientes, trazendo impactos negativos para o meio. Assim, mesmo após o tratamento, torna-se importante avaliar a possibilidade de reúso da água residuária tratada para aproveitamento dos nutrientes na produção agrícola.

### **5.3 Modelos cinéticos de remoção de poluentes em SACHs**

#### **5.3.1 Demanda química de oxigênio (DQO)**

Na Tabela 5 está apresentado o resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo cinético de primeira ordem

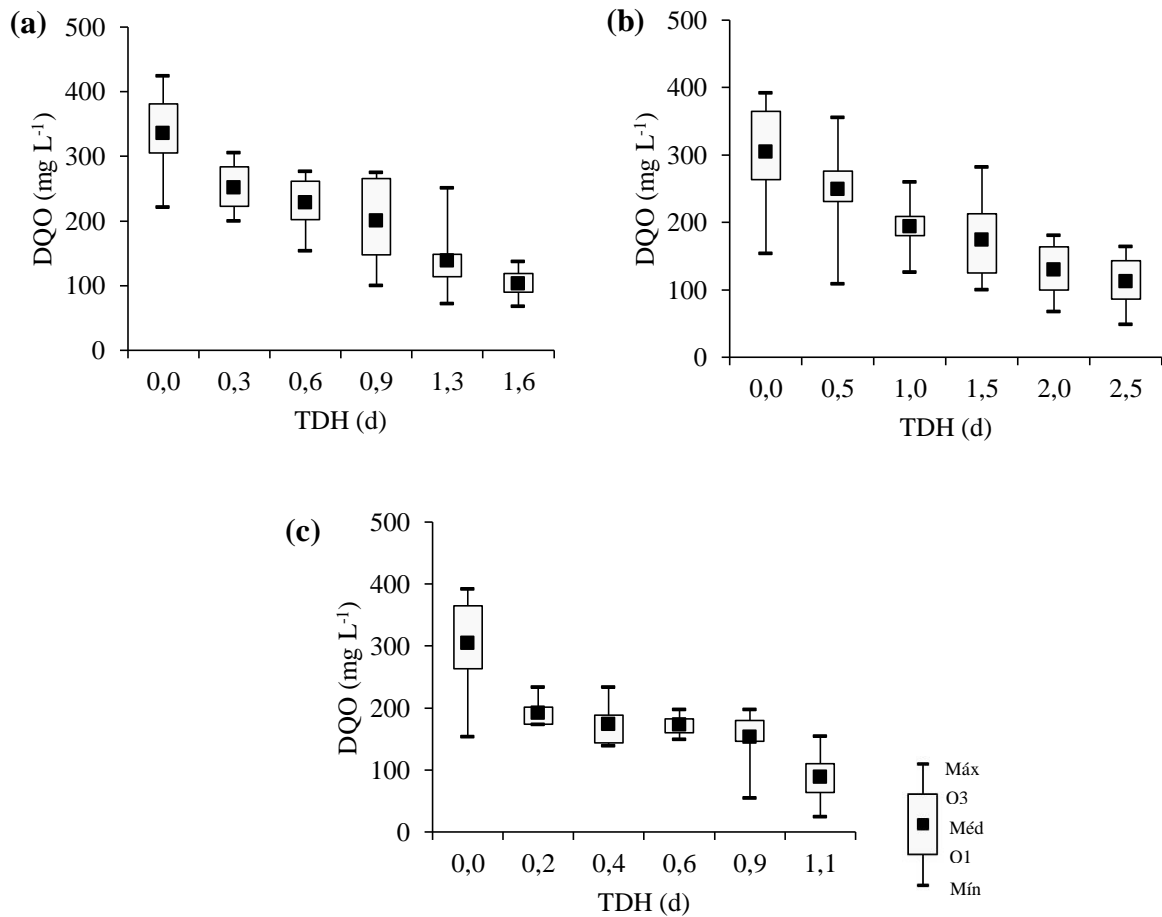
modificado por Brasil *et al.* (2007) ajustados aos valores de DQO obtidos ao longo dos SACHs. Na Figura 3 está apresentada a variação da concentração de DQO ao longo de cada sistema.

Tabela 5 – Resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) para os valores de DQO obtidos ao longo dos SACHs.

Modelos	SACHs	Equações	R <sup>2</sup>
Primeira ordem	SACH1	$C_e = 332.e^{(-0,66.TDH)}$	0,9658
	SACH2	$C_e = 303.e^{(-0,41.TDH)}$	0,9930
	SACH3	$C_e = 280.e^{(-0,92.TDH)}$	0,8598
Primeira ordem modificado	SACH1	$C_e = 329.e^{(-0,65.TDH^{1,07})}$	0,9665
	SACH2	$C_e = 304.e^{(-0,42.TDH^{0,98})}$	0,9931
	SACH3	$C_e = 302.e^{(-0,88.TDH^{0,55})}$	0,9155

Fonte: Do autor (2020).

Figura 3 – Variação dos valores de DQO ao longo do SACH1 (a), SACH2 (b) e SACH3 (c).



Fonte: Do autor (2020).

Observou-se maior decaimento na concentração de DQO no início do tratamento em todos os SACHs, tal como observado por Brasil *et al.* (2007) e Matos, Freitas e Borges (2011). Sendo que em TDH por volta de 1 dia ocorreu mais de 55% de toda remoção nos sistemas.

Entre os dois modelos avaliados, o modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) apresentou os melhores ajustes aos dados experimentais com maiores coeficientes de determinação ( $R^2$ ). Isto se deve ao fato de o modelo hidráulico de primeira ordem pressupor que os parâmetros do modelo, como a taxa de remoção de matéria orgânica, são constantes ao longo dos SACHs. O que não é de se esperar devido à redução da biodegradabilidade da matéria orgânica ao longo do sistema. Além disso, existem variações não previstas pelo modelo, como as flutuações de vazão e variação das concentrações afluentes; e o modelo está baseado em um escoamento do tipo fluxo em pistão que sofre influência e tende a ter alguma dispersão, por isso é considerado inadequado por alguns autores para determinar a taxa de degradação da matéria orgânica (KADLEC, 2000). No modelo modificado por Brasil *et al.* (2007) foi proposta a inserção de um coeficiente ( $n$ ), que sofre influência direta do TDH do sistema, e fornece um bom ajuste aos dados obtidos por diferentes autores (BRASIL *et al.*, 2007; MATOS *et al.*, 2018, 2019).

Avaliando-se cada modelo para os diferentes SACHs, nota-se melhor ajuste aos dados obtidos no SACH2, ou seja, aquele em que a presença das chicanas verticais proporcionou um tempo de detenção hidráulica real próximo ao valor do TDH teórico. Ou seja, o efluente passou por tratamento no tempo estipulado em projeto. Ao contrário, o SACH3, com menor  $TDH_R$  em relação ao  $TDH_T$ , apresentou menor coeficiente de determinação entre os SACHs para os dois modelos ajustados. Apesar desta variação nos ajustes dos modelos cinéticos, verificou maiores eficiências de remoção de DQO no SACH3, resultado dos maiores coeficientes de degradação da matéria orgânica ( $k$ ) observados nos ajustes deste SACH (Tabela 5).

O coeficiente de degradação de matéria orgânica ( $k$ ) pode variar de acordo com o sistema de tratamento e suas configurações, com os modelos ajustados e características do efluente tratado (BRASIL *et al.*, 2007; CHAGAS *et al.*, 2011; FIA, 2009; KADLEC; WALLACE, 2009; REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995). Tanto para o modelo de primeira ordem quanto para o modelo modificado por Brasil *et al.* (2007), observou-se que os SACHs com maior  $TDH_R$  (Tabela 3; Figura 3) apresentaram menores valores de  $k$ , conforme observado por Fia (2009). Em geral, os SACs com maior TDH possuem, em seu interior, menor disponibilidade de matéria orgânica degradável no meio, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. De maneira oposta, menores valores de TDH proporcionam constante

aporte de matéria orgânica de mais fácil degradação (CHAGAS *et al.*, 2011; FIA *et al.*, 2012). Assim, nos SACs com maior TDH<sub>R</sub> obteve-se, em geral, menores valores de coeficiente de degradação, quando comparados com sistemas com menor TDH<sub>R</sub>.

Ao comparar o valor de  $k$  obtido com o modelo de cinética de primeira ordem para o SACH3 (0,92 d<sup>-1</sup>), configuração mais comum de se observar na literatura, com os valores reportados para esgotos domésticos com maior ou menor grau de tratamento, nota-se que os valores observados no presente trabalho (0,41 a 0,92 d<sup>-1</sup>) podem ser considerados superiores aos valores relatados para esgoto doméstico bruto (VON SPERLING, 2014). Pode-se afirmar, então, que mesmo passando por algum tipo de tratamento, o efluente ainda apresenta características de biodegradabilidade.

Há uma grande variação nos valores de  $k$  obtidos no tratamento de águas residuárias da suinocultura em SACs utilizando o modelo matemático de primeira ordem, devido às características do efluente, condições operacionais e condições climáticas. Freitas (2006) obteve valores médios de  $k$  variando entre 0,28 d<sup>-1</sup> e 0,89 d<sup>-1</sup>, sendo que no SAC não vegetado com aplicação média de 591 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> de DQO obteve-se  $k$  médio de 0,57 dia<sup>-1</sup>. Fia *et al.* (2012) obtiveram  $k$  de 0,79 d<sup>-1</sup> e 1,28 d<sup>-1</sup>, tratando efluentes de suinocultura com TAS<sub>DQO</sub> de 458 e 665 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> respectivamente, em sistemas não cultivados em escala laboratorial.

Com o modelo modificado de cinética de primeira ordem por Brasil *et al.* (2007) obteve-se valores de  $k_B$  de 0,65; 0,42 e 0,88 d<sup>-1</sup> para SACH1, SACH2 e SACH3, respectivamente. Valores similares de coeficiente de degradação de matéria orgânica foram encontrados por Chagas *et al.* (2011) tratando esgoto doméstico em SACs cultivados com lírio amarelo submetidos a diferentes taxas de carregamento. Nota-se que apesar de serem efluentes de diferentes origens, os resultados do trabalho coincidiram-se com um efluente de menor potencial poluidor pois passava por um processo de pré-tratamento mais completo que o apresentado por Chagas *et al.* (2011). Ainda assim os coeficientes de degradação do material orgânico ( $k_B$ ) obtidos para os SACHs 1 e 2 podem ser considerados baixos se comparados com os coeficientes apresentados na literatura para diferentes tipos de águas residuárias (CHAGAS *et al.*, 2011). Fia *et al.* (2012) obtiveram valores de  $k_B$  próximos ao do SACH sem chicanas (SACH3), ao tratar efluentes de suinocultura em SACHs não cultivados (0,87 d<sup>-1</sup>).

Quanto ao parâmetro cinético  $n$ , foram obtidos valores de 1,07; 0,98 e 0,55 para os SACHs 1, 2 e 3, respectivamente. Tal como já apresentado,  $n$  é o coeficiente representativo do aumento da resistência de degradação do material orgânico remanescente ao longo do comprimento dos SACs e das alterações nas condições hidrodinâmicas do sistema (BRASIL *et al.*, 2007). Assim, maiores valores de TDH implicam em um aumento do material orgânico

mais resistente (maior  $n$ ) no meio, em contrapartida TDHs menores normalmente geram  $n$  menores, conforme observado no SACH 3. Nota-se que apesar do SACH1 não ser o SACH com maior TDH<sub>R</sub>, observa-se neste o maior valor de  $n$ , comprovando-se que as condições hidrodinâmicas do sistema podem afetar esse coeficiente. Os valores de  $n$  encontrados neste trabalho são superiores aos de Matos, Freitas e Borges (2011) e Fia (2009) que obtiveram valores de 0,07 a 0,63 e 0,13 a 0,21, respectivamente, em SACs tratando águas residuárias da suinocultura submetidos a diferentes taxas de carregamento.

Aos serem comparados, os valores de  $k_B$  e  $n$  para os SACH1 e SACH3 e para os SACH2 e SACH3, nota-se uma tendência de redução de  $k_B$  e aumento de  $n$ , quando se aumenta a relação comprimento/largura. Neste caso, os SACH1 e SACH2 apresentam maior relação comprimento/largura (Tabela 3) que o SACH3 pela inserção das chicanas. Tal situação também foi verificada por Matos *et al.* (2019) ao avaliarem SACHs com diferentes relações comprimento/largura no tratamento de esgoto doméstico.

### 5.3.2 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

Na Tabela 6 está apresentado o resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem, e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) ajustadas aos valores de NTK obtidos ao longo dos SACHs. A variação na concentração de NTK ao longo de cada SACH está na Figura 4.

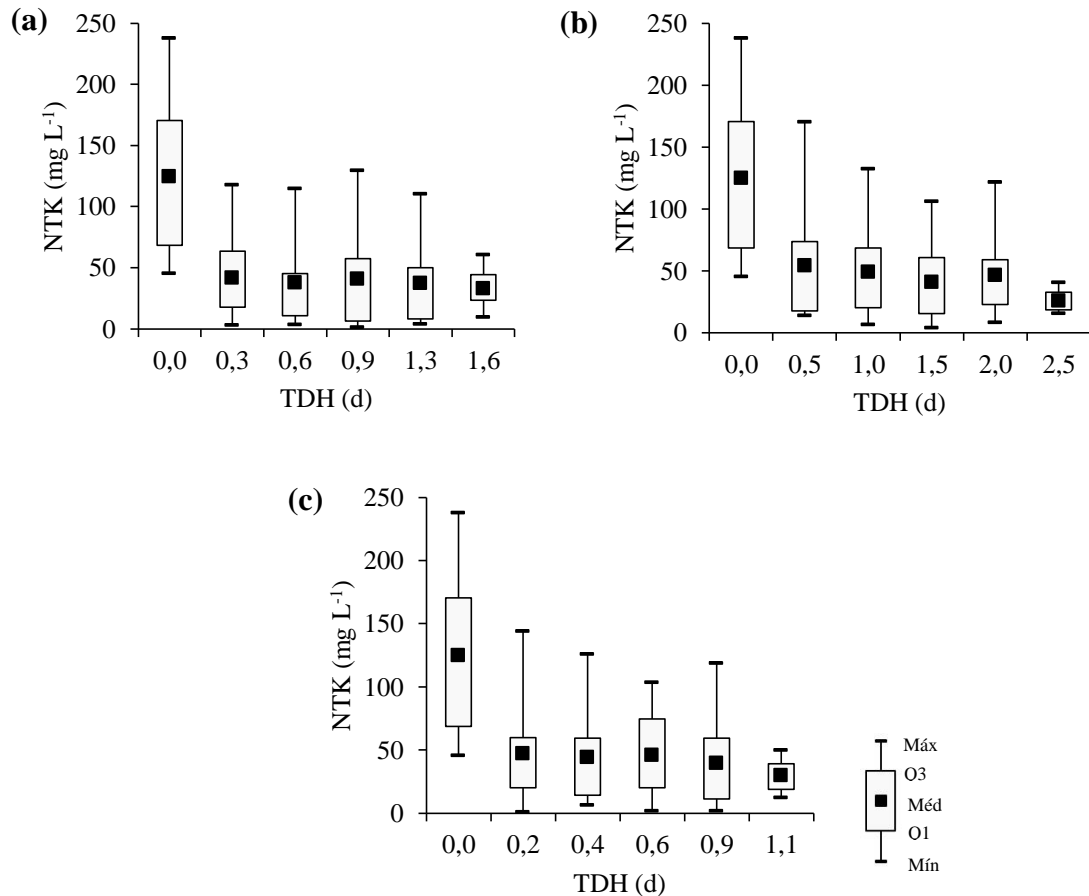
Tabela 6 – Resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) para os valores de NTK obtidos ao longo dos SACHs.

Modelos	SACHs	Equações	R <sup>2</sup>
Primeira ordem	SACH1	$C_e = 87.e^{(-1,19.TDH)}$	0,6844
	SACH2	$C_e = 110.e^{(-0,68.TDH)}$	0,7983
	SACH3	$C_e = 107.e^{(-1,59.TDH)}$	0,7397
Primeira ordem modificado	SACH1	$C_e = 125.e^{(-1,20.TDH^{0,028})}$	0,9971
	SACH2	$C_e = 125.e^{(-0,98.TDH^{0,30})}$	0,9721
	SACH3	$C_e = 125.e^{(-1,23.TDH^{0,19})}$	0,9866

Fonte: Do autor (2020).



Figura 4 – Variação dos valores de NTK ao longo do SACH1 (a), SACH2 (b) e SACH3 (c).



Fonte: Do autor (2020).

Houve um decaimento maior da concentração de NTK no início do tratamento em todos os sistemas, evidenciando o comportamento cinético de primeira ordem. Entre os SACHs, o SACH1 apresentou maior decréscimo da concentração de NTK, de 124 para 39 mg L<sup>-1</sup> no TDH em torno de 0,3 dia.

Entre os modelos avaliados, o modelo de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) foi o que apresentou melhor ajuste (maior R<sup>2</sup>) aos dados de NTK coletados no experimento, conforme observado por Fia (2009) tratando efluentes de suinocultura em SACs cultivados com capim tifton-85 e taboa.

Como observado para a DQO, para valores de NTK também houve diminuição de k com o aumento do TDH. Assim, com maior TDH houve maior conversão/remoção de nitrogênio orgânico e amoniacal dentro do sistema logo nos primeiros 0,40 m, reduzindo a disponibilidade de NTK no meio. De maneira oposta, menores valores de TDH proporcionaram constante aporte de NTK de mais fácil biodegradação. O mesmo comportamento foi observado

para o  $k_B$ . Notou-se também no sistema com menor TDH e maior  $k$  e  $k_B$  (SACH3), maiores valores de eficiências de remoção de NTK, conforme observado para DQO.

Quanto ao  $n$ , verifica-se que para os valores de NTK deste trabalho, este coeficiente foi mais influenciado pela hidrodinâmica do sistema que propriamente pelo TDH e a consequente recalitrância dos compostos no meio, provavelmente devido a colocação de chicanas nos SACH1 e SACH2. Para o SACH2, com maior  $TDH_R$ , foi obtido o maior valor de  $n$ , ligado provavelmente a recalitrância do material residual ao longo do SACH. Já o SACH1, com o segundo maior  $TDH_R$ , apresentou o menor valor de  $n$  dos três SACHs avaliados, indicando que as alterações na hidrodinâmica do sistema pela inserção das chicanas foi o fator que mais interferiu no coeficiente  $n$  deste SACH.

Com o modelo de cinética de primeira ordem, Farzadkia *et al.* (2015) verificaram valores de  $k$  para remoção de nitrogênio de  $0,30 \text{ d}^{-1}$  e  $0,09 \text{ d}^{-1}$ , ao tratarem efluente doméstico proveniente de tanques sépticos em SACHs cultivados e não cultivados, respectivamente. Os valores obtidos pelos autores citados foram inferiores aos encontrados neste trabalho, devido provavelmente às menores cargas aplicadas. Foram aplicadas TAS de  $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , no qual os autores não especificaram se com base em DQO ou DBO, TDH de 5,8 dias e concentração afluente de nitrogênio entre 54 e  $60 \text{ mg L}^{-1}$ . Valores menores também foram observados por Fia (2009), apesar de aplicar cargas de NTK superiores à do presente trabalho ( $200$  a  $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de NTK e TDH entre 3 e 9 dias), ao tratar efluente de suinocultura em SACH. Ao estimar um modelo de regressão comum, e estatisticamente semelhante, foi observado um  $k$  médio de  $0,05 \text{ d}^{-1}$ .

Para o modelo cinético modificado por Brasil *et al.* (2007), Fia (2009) obteve valor médio de  $k_B$  ( $0,17 \text{ d}^{-1}$ ) inferior aos deste trabalho, e valor de  $n$  igual a 0,26, próximos aos valores dos SACH2 e SACH3. Entretanto, não se deve comparar de forma isolada valores de  $k_B$  e de  $n$ , tendo em vista que a equação é obtida pelo ajuste simultâneo dos dois parâmetros. Então, apesar dos valores de  $n$  serem parecidos, o modelo descrito por Fia (2009) não se assemelha ao modelo obtido para os SACH2 e SACH3.

Além disso, diferentes fatores influenciam na remoção de NTK, e consequentemente em sua cinética, destacando as configurações do sistema que influenciam na hidráulica do mesmo; as características da água residuária, se pré-tratada ou não, e das formas de nitrogênio presentes; as condições ambientais como: clima, tipos de planta, estágio de desenvolvimento das plantas; amadurecimento do sistema de tratamento, entre outros (FARZADKIA *et al.*, 2015).

### 5.3.3 Fósforo

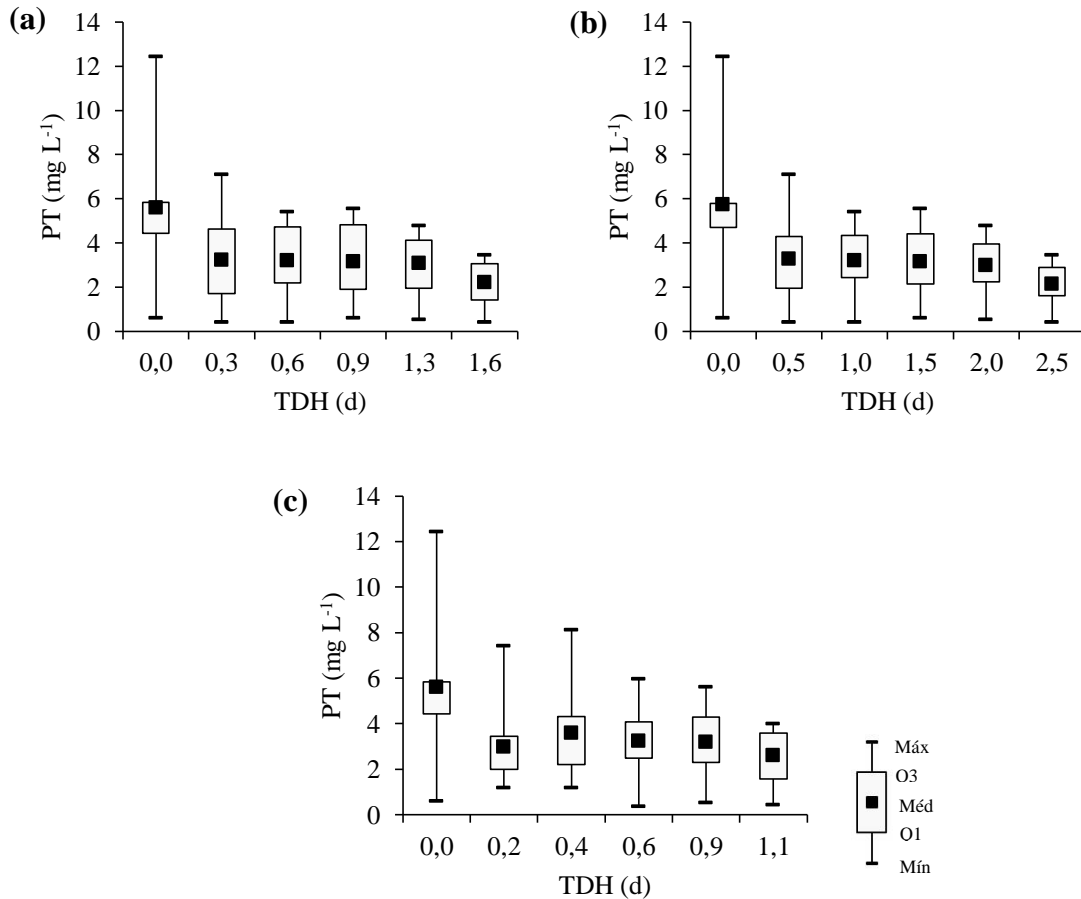
Na Tabela 7 está apresentado o resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem, e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) ajustadas aos valores de PT obtidos ao longo dos SACHs. Na Figura 5 está apresentada a variação de fósforo ao longo dos sistemas.

Tabela 7 – Resumo das equações do modelo cinético de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) para os valores de PT obtidos ao longo dos SACHs.

Modelos	SACHs	Equações	R <sup>2</sup>
Primeira ordem	SACH1	$C_e = 4,90.e^{(-0,50.TDH)}$	0,7275
	SACH2	$C_e = 4,82.e^{(-0,26.TDH)}$	0,7978
	SACH3	$C_e = 4,78.e^{(-0,60.TDH)}$	0,7752
Primeira ordem modificado	SACH1	$C_e = 5,60.e^{(-0,66.TDH^{0,26})}$	0,9398
	SACH2	$C_e = 5,60.e^{(-0,55.TDH^{0,15})}$	0,9360
	SACH3	$C_e = 5,60.e^{(-0,62.TDH^{0,11})}$	0,9198

Fonte: Do autor (2020).

Figura 5 – Variação dos valores de PT ao longo do SACH1 (a), SACH2 (b) e SACH3 (c).



Fonte: Do autor (2020).

O fósforo foi o poluente, entre os avaliados, em menor concentração nos SACHs, e inicialmente apresentou maior diminuição da concentração no início do tratamento em todos os sistemas. Observa-se na Figura 5 que para o TDH em torno de 1,0 e 1,5 dia no SACH2, e 0,4 dia no SACH3, houve aumento das concentrações efluentes de PT, causado provavelmente pelo arraste de sólidos dos SACHs.

Semelhantemente ao que ocorreu para DQO e NTK, o modelo de Brasil *et al.* (2007) apresentou maiores coeficientes de determinação ( $R^2$ ).

A relação inversamente proporcional entre o TDH e o coeficiente de degradação ( $k$ ) também foi observada para o PT, com exceção do ajuste da equação de Brasil *et al.* (2007) para o SACH1, que teve o maior  $k$  mesmo não tendo o menor TDH. No caso do PT, como não há volatilização do mesmo, como ocorre com algumas formas de nitrogênio e com o carbono na forma de dióxido de carbono e metano, no caso da matéria orgânica, a relação entre TDH e  $k$ , não pode ser explicada apenas pelo aumento da recalcitrância do material a ser biodegradado.

O maior TDH proporciona maior incorporação do PT na biomassa microbiana e nos sólidos, tornando-o menos disponível para as reações bioquímicas do meio. Assim, quanto maior o TDH, menor é a velocidade do escoamento da água residuária no meio, e menos fósforo em suspensão no meio líquido, entretanto há favorecimento de sua remoção, não por meios biológicos, mas principalmente por meios físicos pela incorporação deste na massa de lodo no fundo do SACH.

Os valores do coeficiente  $k$  da equação de primeira ordem para remoção de fósforo encontrados neste trabalho foram similares aos de Fia (2009), que obteve um coeficiente de degradação ( $k$ ) de 0,53 e 0,23  $d^{-1}$  para cargas afluentes de PT de 17,5 a 19,5  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  e de 6,2  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ , respectivamente. Para o modelo modificado por Brasil *et al.* (2007), Fia (2009) encontrou um valor médio de  $k_B$  superior (1,08  $d^{-1}$ ), e  $n$  similar (0,16) aos deste trabalho para cargas de 6 a 23  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de PT.

Em revisão sobre o tema, Rousseau, Vanrolleghem e Pauw (2004) relataram para o tratamento de esgoto doméstico em SACHs que o coeficiente de remoção ( $k$ ) da cinética de primeira ordem de PT varia de 0,14 a 0,28  $d^{-1}$ . DRIZO *et al.* (2000), ao aplicarem menores carregamentos de fósforo (4 a 8  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$ ) que aquelas aplicadas no presente trabalho, obtiveram valores de  $k$  de 0,075 e 0,061  $d^{-1}$  na remoção de fósforo em SACs cultivados com *Phragmites australis* e não cultivados, tratando esgoto sintético.

## 6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que:

- As eficiências de remoção de DQO, NTK e PT variaram entre 60 e 71%, 71 e 75% e 46 e 54%, respectivamente, para as diferentes configurações de SACHs avaliados;
- As diferentes configurações dos sistemas não aumentaram a remoção de DQO e NTK da água residuária de suinocultura em tratamento, enquanto a remoção de PT foi maior no sistema com estruturas fixadas nas laterais (SACH1);
- Houve correlação entre o TDH dos SACHs e os valores de k obtidos pelo ajuste do modelo cinético de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e do modelo cinético de primeira ordem modificado por Brasil *et al.* (2007) para os poluentes estudados, com exceção do fósforo no SACH 1, em que não se notou a correlação citada para o modelo de Brasil *et al.* (2007);
- Os modelos de Reed, Crites e Middlebrooks (1995) e Brasil *et al.* (2007) tiveram bom ajuste e descreveram adequadamente a cinética de remoção de DQO, NTK e PT nos sistemas avaliados, apresentando, geralmente, R<sup>2</sup> superior a 70 e 90%, respectivamente.

## REFERÊNCIAS

- AKRATOS, C. S. *et al.* Dairy wastewater treatment with constructed wetlands: Experiences from Belgium, the Netherlands and Greece. *In: STEFANAKIS, A.* 1st ed., 2018. Constructed wetlands for industrial wastewater treatment. **Anais [...]** Hoboken: John Wiley & Sons, 2018. p.175-202.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21th ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- AMORIM, F. de *et al.* Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – parte I carga orgânica removida. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 6, p. 1149-1159, 2015a.
- AMORIM, F. de *et al.* Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – parte II nutrientes. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 5, p. 931-940, 2015b.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL. **Relatório anual 2020.** São Paulo, 2020. Disponível em: [http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2020/05/abpa\\_relatorio\\_anual\\_2020\\_portugues\\_web.pdf](http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2020/05/abpa_relatorio_anual_2020_portugues_web.pdf). Acesso em: 21 mai. 2020.
- BARRETO, L. V. *et al.* Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013.
- BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos suínos.** 1. ed. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019.
- BELLI FILHO, P. *et al.* Tecnologias para o tratamento de dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 5, n. 1, p. 166-170, 2001.
- BORGES, A. C. *et al.* Horizontal subsurface flow constructed wetlands for mitigation of ametryn-contaminated water. **Water SA**, v. 35, n. 4, p. 441-446, 2009.
- BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- BRASIL, M. S. *et al.* Modelling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung**, v. 13, p. 48-56, 2007.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da Taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.
- CAMPOS, J. R (coord.). **Tratamento de esgoto sanitário por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, Ijuí, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.

CARLETON, J. N. Damköhler distributions and constituent removal in treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 19, p. 233-248, 2002.

CHAGAS, R. C. *et al.* Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 11, p. 1186–1192, 2011.

COOPER, P. F. *et al.* **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: Wrc publications, 1996.

CORRÊA, J. L. *et al.* Aplicações de Dejetos de Suínos e as Propriedades do Solo. **Circular Técnica**, Concórdia, n. 58, p. 1-18, 2011.

COSTA, R. A. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

CRITES, R. W.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Small and Decentralized Wastewater Management Systems**. Nova York: WCB – McGraw-Hill, 1998.

CUI, L. *et al.* Nitrogen Removal in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Estimated Using the First-Order Kinetic Model. **Water**, v. 8, n. 514, p. 1-14, 2016.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO, C. C. Boletim Informativo de Pesquisa n° 14: Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. **Embrapa Suínos e Aves e Associação Riograndense de Empreendimentos de Assistência Técnica e Extensão Rural – EMATER/RS**, Porto Alegre, ano 10, n. 14, p 1-31, 2002.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

DRIZO, A. *et al.* Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. **Water Research**, v. 34, n. 9, p. 2483-2490, 2000.

FARZADKIA, M. *et al.* Investigating the efficiency and kinetic coefficients of nutrient removal in the subsurface artificial wetland of Yazd wastewater treatment plant. **Environmental Health Engineering and Management Journal**, v. 2, n. 1, p. 23-30, 2015.

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



FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 34, n. 2, p. 149-156, 2012.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

FIA, R. *et al.* Cinética de remoção de matéria orgânica em diferentes configurações de sistemas alagados construídos. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 28, 2015, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro: ABES, 2015. p. 1-7.

FIA, R. *et al.* Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.8, p. 842–847, 2010a.

FIA, R. *et al.* Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1323-1329, 2010b.

FIA, R. *et al.* Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 1, p. 112-123, 2014.

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

GONZÁLEZ, F. T. *et al.* Treatment of swine wastewater with subsurface-flow constructed wetlands in Yucatán, Mexico: Influence of plant species and contact time. **Water SA**, v. 35, n. 3, p. 335-342, 2009.

ITO, J. B. B. *et al.* Wetlands construídas de fluxo vertical como pós-tratamento de reator rahlf utilizando águas residuárias de suinocultura. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 8, n. 2, p. 595-611, 2019.

ITO, M.; GUIMARÃES, D. D.; AMARAL, G. F. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, v. 44, p. 125–156, 2016.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. London: IWA Publishing, 2000.

JERSZURKI, D.; SOUZA, J. L. M. Estimativa da temperatura média diária do ar em distintas regiões brasileiras empregando métodos alternativos. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 11, n. 5, p. 407-416, 2010.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 105–119, 2000.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Florida: CRC Press, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KINCANON, R.; McANALLY, A. S. Enhancing commonly used model predictions for constructed wetlands performance: as-built design considerations. **Ecological Modelling**, v. 174, p. 309-322, 2004.

KONZEN, E. A. Aproveitamento de dejetos líquidos de suínos para fertirrigação e fertilização em grandes culturas. **Circular Técnica**, Sete Lagoas, n. 32, p. 1-11, 2003.

KONZEN, E. A. **Manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: Embrapa - CNPSA, 1983.

LABER, J.; HABERL, R.; SHRESTHA, R. Two-stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal. **Water Science and Technology**, v. 40, p. 317-324, 1999.

LEE, C. Y. *et al.* Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technology**, Essex, v. 92, p. 173-179, 2004.

LINDNER, E. A. **Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina**. Florianópolis: FIESC-IEL, 1999. CD –ROM.

MATOS, A. T. *et al.* Influence factors in the adjustment of parameters of the modified first-order kinetics equation used to model constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 41, p. 1-11, e36709, 2019.

MATOS, A. T. *et al.* Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 123-130, 2018.

MATOS, A. T. *et al.* Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Viçosa: Fundação Estadual do Meio Ambiente/Universidade Federal de Viçosa, 2005.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1179-1188, 2011.

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 Ambiente & Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

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

MATOS, M. P. *et al.* Clogging in constructed wetlands: Indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the total environment**, v. 676, p. 333-342, 2019.

MENG, P. *et al.* How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 316–326, 2014.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4th ed. New York: McGraw - Hill Book, 2003.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. **Diário do Executivo – “Minas Gerais”**, Belo Horizonte, 05 mai. 2008.

Disponível em:

<http://www2.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2020.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. 2010. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

PEREIRA, E. L. *et al.* Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 33, n. 3, p. 287-293, 2011.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1. ed. Florianópolis: Editora do Autor, 2004.

PINCAM, T.; JAMPEETONG, A. Treatment of Anaerobic Digester Effluent Using *Typha angustifolia* L.: Growth Responses and Treatment Efficiency. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 18, n. 2, p. 105-116, 2020.

REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. **Biogeochemistry of Wetlands**. Boca Raton: CRC Press, 2008.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for management and treatment**. New York: McGraw-Hill, Inc., 1995.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. D. Modelbased design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. **Water Research**, v. 38, p. 1484-1493, 2004.

SÁ JUNIOR, A. *et al.* Application of the Köppen Classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**. v. 108, n. 1-2, p. 1-7, 2012.

SANTOS, B. S. *et al.* Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L. **Chemistry for environmental engineering**. 3rd ed. New York: The McGraw-Hill Companies, 1967.

ŠEREŠ, M. *et al.* Removal efficiency of constructed wetland for treatment of agricultural wastewaters. **Chemistry Journal of Moldova**, v. 12, n. 1, p. 45-52, 2017.

SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we go from here? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 201-207, 2009.

SOARES, B. S. **Comparação de modelos de degradação de matéria orgânica em sistemas alagados construídos tratando esgoto sanitário**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

SULIMAN, F. *et al.* The effect of scale on the flow and transport parameters in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6.; AND INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon. **Proceedings [...]** Avignon: IWA/Astee, 2004. CD-ROM.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design Manual Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. Cincinnati: CERL, EPA/625/1-88/022, 1988.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Cincinnati: U. S. EPA ORD, EPA/625/R-99/010, 2000b.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater Technology Fact Sheet Wetlands: Subsurface Flow**. Washington: EPA 832-F-00-023, 2000a.

VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2013.

- VILAS BÔAS, R. B. *et al.* Nutrient removal from swine wastewater in a combined vertical and horizontal flow constructed wetland system. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 38, n. 3, p. 411-416, 2018.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 1).
- VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2002. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, 3).
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2016. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, 2).
- VON SPERLING, M.; PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 205-209, 2013.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting – Biomass and load matter the most. **Ecological Engineering**, v. 155, e. 105962, 2020.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.
- WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. **Natural System For Wastewater Treatment**: Manual of Practice FD-16. Washington: WPCF, 1990.