



**JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA**

**REATORES BIOLÓGICOS SUBMETIDOS A DIFERENTES  
CARREGAMENTOS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE  
SUINOCULTURA: REMOÇÃO DE COMPOSTOS ORGÂNICOS  
EMERGENTES, MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES**

**LAVRAS – MG**

**2019**

**JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA**

**REATORES BIOLÓGICOS SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS  
DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA: REMOÇÃO DE COMPOSTOS  
ORGÂNICOS, MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutor.

Prof<sup>o</sup>. DSc. Ronaldo Fia

**LAVRAS – MG**

**2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha  
Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados  
informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Oliveira, Jacineumo Falcão de.

Reatores biológicos submetidos a diferentes carregamentos de água residuária de suinocultura: remoção de compostos orgânicos emergentes, matéria orgânica e nutrientes

/ Jacineumo Falcão de Oliveira. - 2019.

237 p.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.  
Bibliografia.

1. Efluente agroindustrial. 2. Sistema de tratamento. 3. Desreguladores endócrinos. 4. Fármacos. 5. Riscos ecológicos. 6. Atividade estrogênica. I. Fia, Ronaldo. II. Título.

**JACINEUMO FALCÃO DE OLIVEIRA**

**REATORES BIOLÓGICOS SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS  
DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA: REMOÇÃO DE COMPOSTOS  
ORGÂNICOS EMERGENTES, MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES**

**BIOLOGICAL REACTORS SUBMITTED TO DIFFERENT LOADING OF SWINE  
WASTEWATER: REMOVAL OF EMERGING ORGANIC COMPOUNDS, ORGANIC  
MATTER AND NUTRIENTS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, área de concentração em Saneamento Ambiental, para a obtenção do título de Doutor.

Aprovada em 13 de setembro de 2019.

Dr. Ronaldo Fia - UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos

Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi

Dr. Luís Cesar de Aquino Lemos Filho

Dr. Rafael Oliveira Batista

DSc. Ronaldo Fia

Orientador

**LAVRAS - MG**

**2019**

Ao meu querido irmão Gilmar Falcão de Oliveira (*in memoriam*), por toda convivência, amizade, amor e carinho compartilhado. A saudade é imensa.

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

A Deus, que sempre esteve ao meu lado, sendo o maior guia dessa conquista.

Agradeço a Universidade Federal de Lavras pela experiência e aprendizado vivido na pós-graduação em Recursos Hídricos.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15) pela concessão de bolsa de pesquisa e financiamento do projeto.

Ao Dr. Prof<sup>o</sup>. Ronaldo Fia, pela orientação, comprometimento e compartilhamentos de ideias e discussões científicas ao longo do mestrado e doutorado.

Ao Instituto de Ciências Exatas e Biológicas - ICEB da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), que, através da técnica Ananda Lima Sanson, nos possibilitou utilizar a estrutura laboratorial e proporcionar um excelente compartilhamento de conhecimento técnico-científica.

Agradeço aos professores que participaram da banca, Prof<sup>o</sup> Dr. Mateus Pimentel de Matos, Prof<sup>a</sup> Dra. Luciene Alves Batista Siniscalchi, Prof<sup>o</sup> Dr. Luís Cesar De Aquino Lemos Filho e Prof<sup>o</sup> Dr. Rafael Oliveira Batista.

Ao meu pai, Francisco Martins, minha mãe Maria de Fátima e avó Maria de Lurdes, por todo o amor e esforço dedicado para que este momento fosse alcançado. Muitas redes e lençóis foram lavadas até a chegada deste objetivo.

A todos meus irmãos e irmãs, que contribuíram para esta conquista, ajudando sempre, na medida do possível, para minha formação pessoal e acadêmica. Obrigado por todo carinho e amor compartilhado.

Aos meus irmãos da casa e amigos da zana e farofa, Fernando Neris e Talyta, Lucas Cardoso Lima, Brenon Diennivan e Fernanda, e Rodrigo, que contribuíram de todas as formas possíveis, desde no processamento e discussão dos dados, até os momentos de confraternização. Gratidão!

A Lídia Dourado, pelo carinho, companheirismo e ajuda que serviram de muita força e luz para finalizar esse doutorado.

Obrigado aos pós-graduandos ingressos de 2016 no PPRHS e a Bruna Pozzebon, que, em momentos difíceis, foram extremamente importantes. Muito obrigado!

Agradeço a técnica Juliana do Núcleo de Engenharia Ambiental, por todo aprendizado e paciência, compartilhada durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Agradeço com o coração cheio de alegria às estagiárias, em especial a Thainara, Ana Cláudia, Bianca Selvati, Vanessa Salgado, Lina e Thais Caroline. Muito obrigado, jovens!

Aos meus amigos do grupo ‘memes e bebês’ que proporcionaram momentos memoráveis, principalmente nas confraternizações e discussões de ideias científicas. Obrigado Luciene, Mateus, Aline Reis e Lucas.

Aos meus amigos de laboratório e de Lavras, Mateus Barbosa, Flavinha e Samuel Pizzeta, pelas conversas e “petês”. Foram muitos momentos incríveis.

Obrigado ao Núcleo de Estudos em Microbiologia Aplicada ao Saneamento Ambiental (NEMASA) pelos momentos vividos e compartilhamentos de conhecimentos. Um núcleo brilhante e com pessoas incrivelmente engajadas na busca pelo aprimoramento do ensino e aprendizagem.

Aos demais professores (as) do Núcleo de Engenharia Ambiental por toda amizade e conhecimento difundido, André, Fátima Fia, Paula, Sílvia e Camila.

Agradeço a dona Arlete e Natália Nunes pela importante contribuição durante parte do doutorado. Gratidão.

A cidade de Lavras-MG, que tem um povo acolhedor, humilde e muito atencioso. Foram muitos os momentos vividos que sempre levarei comigo.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para que eu tivesse forças para alcançar todos os objetivos, meus mais sinceros agradecimentos.

“Porque eu sou cearense, porque sou  
brasileiro

Sou apaixonado pelo meu lugar

Eu trago no peito um amor verdadeiro

Eu sou da Terra da Luz, eu sou do Ceará!”

Ítalo e Reno

(Cultura Nordestina)



## RESUMO GERAL

As agroindustriais de suínos estão presentes nas econômicas de muitos países com atividade agropecuária intensiva, como o Brasil, porém, as práticas não sustentáveis utilizadas tem proporcionado pressões sobre os recursos naturais e provocado, conseqüentemente, aumento do consumo de água e volumes de efluentes gerados ricos em matéria orgânica, nutrientes e contaminantes emergentes, tornando-se, assim, ponto de inflexão sobre as tomadas de decisões a serem realizadas para proporcionar a manutenção da qualidade ambiental que se deseja para futuro. Nesse contexto, esta pesquisa teve o objetivo de avaliar um sistema sequencial de tratamento de água residuária de suinocultura (ARS) por meio de análises convencionais e multivariadas, associando a presença de contaminantes emergentes, orgânicos, nutricionais e de riscos ecológicos ao longo do tratamento. O experimento foi conduzido na Universidade Federal de Lavras, utilizando um sistema sequencial composto pelos reatores: UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo), FBAS (Filtro biológico aerado submerso) e SAC - FHSS (Sistema alagado construído com fluxo horizontal subsuperficial), em escala de laboratório, tratamento água residuária de suinocultura produzida em Lavras-MG. Realizou-se o monitoramento de quatro fases em 420 dias, aplicando-se cargas orgânicas de 1 (fase I), 2 (fase II), 3 (fase III) e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO (fase IV). Foram analisados treze contaminantes emergentes (genfibrozila, cafeína, ibuprofeno, paracetamol, naproxeno, diclofenaco, estrona, 17β-estradiol, etinilestradiol, bisfenol A, 4-octilfenol e 4-nonilfenol), além das variáveis de matéria orgânica, sólidos e nutrientes em todos os reatores. Evidenciou-se no reator UASB que as melhores condições de estabilidade ocorreram com a manutenção da relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) entre 0,24 e 0,25, observados nas fases I e II, respectivamente, com remoção média de DQO de 47 a 57% e valores de pH entre 6 e 8. Apesar do aumento da relação AI/AP (média de 0,57), nas fases III e IV, as eficiências de remoções de matéria orgânica aumentaram com as aplicações das cargas orgânicas, evidenciando médias de 45 a 67% nas fases I e IV, respectivamente, para DQO e DBO em todos os reatores. As interações dos resultados evidenciaram fortes correlações entre as variáveis orgânicas, indicando que a qualidade da ARS de entrada no reator anaeróbio proporcionou influências consideráveis nas dinâmicas de eficiências ao longo do sistema. O estudo com análise multivariada constatou redução de 13 variáveis originais para 5, 8 e 5 componentes principais nos reatores UASB, FBAS e SAC, respectivamente, com variabilidade entre 58 e 64% nas duas primeiras componentes. O sistema completo proporcionou eficiências máximas de NTK e P<sub>T</sub> superiores a 85 e 65%, respectivamente, que evidenciam a capacidade de remoção nutricional em sistemas aerados e com plantas. As concentrações de oxigênio dissolvido proporcionaram incrementos em mais de 50 mg L<sup>-1</sup> de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre as fases I e IV, enquanto que a capacidade do SAC em assimilar N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi observada com a redução de 82,9% na saída do reator. A dimensionalidade dos dados das variáveis nutricionais foi reduzida em duas componentes principais nos reatores UASB e FBAS, e três componentes com as variáveis do SAC, com manutenção entre 60 e 81% da variabilidade dos dados originais com as duas primeiras componentes. A performance do capim Tifton 85 no SAC foi constatado com aumento de produtividade e proteína bruta de 13,2 t ha<sup>-1</sup> e 8,4% no corte 1 para 52,0 t ha<sup>-1</sup> e 24%, respectivamente, além disso, as concentrações de nitrato intensificaram a altura do capim Tifton 85, evidenciando crescimentos médios de 2 cm por dia e altura máxima de 84 cm com aplicação de 30,9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no corte 8. Da mesma forma, os últimos cortes foram os responsáveis pelas maiores assimilações nutricionais, com 1996, 260,1 e 2220 kg ha<sup>-1</sup> de NTK, PT e K, respectivamente, absorvido pelo capim Tifton 85 com aplicação de 630, 4 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Dentre os contaminantes emergentes, foi destacado que o bisfenol A apresentou remoção de mais de 1,8 µg L<sup>-1</sup> nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, porém, também foi

configurado como o composto mais persistente no sistema. Houve eficiência global de 99,2%, fluxo de massas total crescente de 348,5  $\mu\text{g d}^{-1}$  de contaminantes emergentes na fase IV. Constatou-se que 21,3% dos dados de quocientes de riscos ecológicos (QRs) apresentaram valores superiores a 1 para as espécies de ambientes aquáticos com a água residuária de suinocultura efluente ao UASB, com destaque para E2 com risco de 24,6, além de confirmar que parte dos contaminantes emergentes, mesmo após tratamento aerado, apresentaram riscos ecológicos com intensidade moderada para o bisfenol A (QR = 0,3) e NAP (QR = 0,2) sobre as espécies peixe-zebra (*Danio rerio*) e cnidário (*Hydra attenuata*). Concluiu-se que o sistema foi eficiente na remoção de compostos emergentes, nutrientes e matéria orgânica, porém, novos esforços deverão ser realizados, em pesquisas futuras, para avaliar as ações de bactérias que potencializam a biodegradação dos compostos emergentes e orgânicos, com monitoramento de seus conjugados atrelados aos fatores externos que promovam a reformulação em seus compostos ativos, contribuindo, portanto, para tomada de decisão em estações de tratamento de água e redução dos possíveis riscos ambientais para os ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chave:** Efluente agroindustrial, sistema de tratamento, desreguladores endócrinos, fármacos, riscos ecológicos, atividade estrogênica.

## GENERAL ABSTRACT

The pig agroindustrial are present in the economics of many countries with intensive agricultural activity, such as Brazil, however, the unsustainable practices used have provided pressures on natural resources and, consequently, increased water consumption and effluent volumes produced with high concentrations of organic matter, nutrients and emerging contaminants, thus becoming a point of inflection on the decisions to be made to maintain the desired environmental quality for the future. In this context, this research aimed to evaluate a sequential system of swine wastewater treatment through conventional and multivariate analyzes, associating the presence of emerging contaminants, organic matter, nutrients and ecological risks throughout the treatment. The experiment was conducted at the Federal University of Lavras, using a sequential system composed of reactors: UASB (Upflow anaerobic sludge blanket reactor), SABF (submerged aerated biological filter) and HFCW (horizontal subsurface flow constructed wetlands) cultivated with Tifton 85 grass, laboratory scale, swine wastewater treatment (SW) produced in Lavras-MG. Four phases were monitored in 420 days, applying organic loads of 1 (phase I), 2 (phase II), 3 (phase III) and 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> COD (phase IV). Thirteen emerging contaminants were analyzed (genfibrozil, caffeine, ibuprofen, paracetamol, naproxen, diclofenac, estrone, 17β-estradiol, ethinylestradiol, bisphenol A, 4-octylphenol and 4-nonylphenol), beyond the variables organic matter, solids and nutrients in all reactors. It was evidenced in the UASB reactor that the best stability conditions occurred with the maintenance of the intermediate alkalinity and partial alkalinity (IA/PA) ratio between 0.24 and 0.25, observed in phases I and II, respectively, with an average COD removal of 47. at 57% and pH values between 6 and 8. Despite the increase in the AI/AP ratio (average 0.57), in phases III and IV, the organic matter removal efficiencies increased with the application of organic loads, showing averages of 45 to 67% in phases I and IV, respectively, for COD and BOD in all reactors. The interactions of the results showed strong correlations between the organic variables, indicating that the quality of the input SW in the anaerobic reactor provided considerable influences on the efficiency dynamics throughout the system. The study with multivariate analysis found a reduction of 13 original variables to 5, 8 and 5 main components in the UASB, SABF and HFCW reactors, respectively, with variability between 58 and 64% in the first two components. The complete system provided maximum TKN and P<sub>T</sub> efficiencies greater than 85 and 65%, respectively, which show the nutritional removal capacity in aerated and plant systems. Dissolved oxygen concentrations provided increments of more than 50 mg L<sup>-1</sup> of N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> between phases I and IV, while the ability of SAC to N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> assimilate was an 82.9%, observed with reduction reactor output. The data dimensionality of the nutritional variables was reduced for two main components in the UASB and SABF reactors, and three components with the HFCW variables, maintaining between 60 and 81% of the variability of the original data with the first two components. The performance of Tifton 85 grass in HFCW was verified with increase of productivity and crude protein from 13.2 t ha<sup>-1</sup> and 8.4% in cut 1 to 52.0 t ha<sup>-1</sup> and 24%, respectively. Moreover, nitrate concentrations increased the height of Tifton 85 grass, showing average growth of 2 cm per day and maximum height of 84 cm with application of 30.9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> in the cut 8. Similarly, the last cuts were responsible for the largest nutritional assimilations, with 1996.8, 260.1 and 2220.4 kg ha<sup>-1</sup> of TKN, P<sub>T</sub> and K, respectively, absorbed by Tifton 85 grass with application of 630, 4 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of COD. Among the emerging contaminants, it was emphasized that bisphenol A presented removal of more than 1.8 µg L<sup>-1</sup> in the UASB, SABF and HFCW reactors, but it was also configured as the most persistent compound in the system. There was an overall efficiency of 99.2%, increasing total mass flow of 348.5 µg d<sup>-1</sup> of emerging phase IV

contaminants. It was found that 21.3% of the ecological risk quotient (RQs) data presented values higher than 1 for the aquatic environment species with the UASB effluent swine wastewater, highlighting E2 with a risk of 24.6, besides confirming that part of the emerging contaminants, even after aerated treatment, presented moderate ecological risks for bisphenol A (RQ = 0.3) and NAP (RQ = 0.2 ) on zebrafish (*Danio rerio*) and cnidarian (*Hydra attenuata*) species. It was concluded that the system was efficient in removing emerging compounds, nutrients and organic matter, but further efforts should be made in future research to evaluate the actions of bacteria that potentiate the biodegradation of emerging and organic compounds monitoring their conjugates linked to external factors that promote the reformulation in their active compounds, contributing, therefore, for decision making in water treatment plants and reduction of possible environmental risks to aquatic ecosystems.

**Keyword:** Agroindustrial effluent, treatment system, endocrine disruptors, drugs, ecological risks, estrogen activity.

## **PRIMEIRA PARTE**

### **LISTAS DE FIGURAS**

Figura 1 - Fontes e destinos dos fármacos e desreguladores endócrinos nos recursos hídricos. ....	38
Figura 2 - Mecanismo de ação celular dos produtos químicos de desregulação endócrina. ....	39
Figura 3 - Desenho esquemático de um reator UASB.....	51
Figura 4 - Fluxograma do processo de digestão anaeróbia. ....	52
Figura 5 - Perfil de biofilme em meio suporte (A) e exemplo de difusor de ar (B). ....	55
Figura 6 - Sistemas alagados construídos com fluxo superficial, SAC – FS (A), com fluxo subsuperficial, SAC – FHSS (B), sistema alagado construído com fluxo vertical, SAC - FV (C). ....	57

### **LISTAS DE TABELAS**

Tabela 1 - Dados do plantel de suínos no Brasil e estados com maior participação na produção suína. ....	28
Tabela 2 - Evolução da produção de carne suína nos principais países produtores em milhões de toneladas.....	29
Tabela 3 - Consumo diário aproximado de água por suíno, conforme estação do ano. ....	31
Tabela 4 - Consumo total de água e produção de água residuária de suinocultura de acordo com a fase produtiva. ....	31
Tabela 5 - Valores médios de variáveis físicas e químicas de águas residuárias de suinocultura no Brasil. ....	32
Tabela 6 - Diversificação de contaminantes emergentes em amostras ambientais de interesse sanitário.....	34
Tabela 7 - Concentração de fármacos e desreguladores endócrinos detectados em águas brasileiras. ....	43
Tabela 8 - Parâmetros envolvidos no processo de digestão anaeróbia.....	54

## SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

### LISTAS DE FIGURAS

#### ARTIGO 1

- Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por tanque de alimentação, bomba dosadora e reator UASB. .... 87
- Figura 2. Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB) (A) e ácidos orgânicos voláteis totais (AVT) (B), potencial hidrogeniônico (pH) (C) e demanda química de oxigênio (DQO) (D) entre afluente e efluente do UASB durante as fases e as cargas orgânicas aplicadas (—)..... 91
- Figura 3 - Análise de componentes principais (PCA) avaliadas sob o critério de Kaiser (A) e scores da PCA ao longo das fases experimentais em reator UASB (B). Círculo em B indicam agrupamento de dados discutidos. .... 100

#### ARTIGO 2

- Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS utilizada no tratamento de águas residuária de suinocultura. .... 112
- Figura 2 - Comportamento de temperatura ambiente (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento..... 114
- Figura 3 - Box Plot dos valores do pH (A), temperatura interna dos reatores (B), concentrações de DQO (C) e DBO (D), sólidos totais (ST) e suspensos (SS) nos P1, P2, P3 e P4 ..... 117
- Figura 4 - Relação DQO/DBO em função das cargas aplicadas ao longo das quatro fases experimentais (A) e qualidade visual das unidades de tratamento de ARS (B). 1: afluente ao UASB; 2: efluente UASB e afluente FBAS; P3: efluente FBAS e afluente SAC - FHSS; 4: efluente e SAC - FHSS). .... 121
- Figura 5 - Análise de componentes principais (PCA) avaliadas sob o critério de Kaiser (A, C e E) e scores da PCA ao longo das fases experimentais dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS (B, D, F)..... 127

### ARTIGO 3

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS.....	141
Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento.....	143
Figura 3 - <i>Box Plot</i> dos valores do potencial hidrogeniônico (pH) (A), condutividade elétrica (CE) (B), nitrogênio total kjeldahl (NTK) (C), fósforo total (P <sub>T</sub> ) (D), nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) (E) e nitrito (N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) (F) nos pontos de coletas para cada fase experimental...	146
Figura 4 - Matriz de correlação gráfica de Pearson com níveis de significâncias para as variáveis pH, CE, NTK, P <sub>T</sub> , N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e DQO/NTK nos reatores UASB (A), FBAS (B) e SAC - FHSS (C) ao longo de quatro cargas orgânicas.....	152
Figura 5 – Biplot das análise de componentes principais (PCA) entre as variáveis de qualidade de água residuária com formação de agrupamentos dos vetores de carregamentos das variáveis após rotação e normalização e em função das fases experimentais I (1,0), II (2,0), III (3,0) e IV (4,0 kg m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> de DQO) nos reatores UASB (A), FBAS (B) e SAC - FHSS (C), respectivamente. ....	156

### ARTIGO 4

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental seguido de sistema alagado construído (SAC - FHSS).....	171
Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR), evapotranspiração (ET <sub>o</sub> e ET <sub>c</sub> ), e precipitação ao longo do monitoramento do SAC - FHSS.....	173
Figura 3 - Curva de crescimento do capim-Tifton 85 em função das cargas de nitrato aplicadas em cada corte (A) e avaliação visual antes (B) e após (C) cortes no SAC - FHSS. ....	178
Figura 4 - Dinâmica de cargas nutricionais de NPK e de sódio (Na) aplicadas e removidas em sistema alagado construído através de regressão linear com intervalo de confiança de 95%.....	181
Figura 5 - Scree plot dos autovalores obtidos das análises de componentes principais de PCAs com variabilidade cumulativa.....	186

Figura 6 - Análises de componentes principais (PCA) das correlações entre as variáveis e carregamento de fatores (A) e biplot PC <sub>1</sub> x PC <sub>2</sub> (B) de cargas orgânicas, nutricionais e de sódio, biomassas e proteína bruta ao longo de oito cortes de capim-tifton 85. ....	187
Figura 7 - Dendograma obtido por análise de agrupamento hierárquico (HCA) para as variáveis de cargas orgânicas, nutricionais e de sódio, biomassa e proteína bruta para capim-Tifton 85. ....	188

## ARTIGO 5

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS. P1 (Entrada do UASB), P2 (Saída do UASB e Entrada do FBAS), P3 (Saída do FBAS e entrada do SAC - FHSS) e P4 (Saída do SAC - FHSS). ....	204
Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento. ....	206
Figura 3 - Estrutura para extração em fase sólida (SPE) de contaminantes emergentes (CEs) de água residuárias de suinocultura tratada por reatores sequenciais UASB-FBAS-SAC - FHSS. ....	208
Figura 4 - Soma total e classificação farmacológica dos contaminantes emergentes presentes na entrada e saída dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS em função de cada fase experimental. ....	210
Figura 5 - Contribuição de cada reator para a descarga total de contaminantes emergentes em quatro fases experimentais (A), e representação da quantificação cromatográfica aplicada em todos compostos e exemplificada pelo 4-octilfenol (B). ....	217
Figura 6 - Quociente de risco ecológico unitário dos CEs para as espécies avaliadas em relação à água residuária de suinocultura coletado na entrada e saída de cada reator do sistema integrado UASB, FBAS e SAC - FHSS. ....	222
Figura 7. Quociente de risco ecológico da mistura dos CEs para as espécies avaliadas através das águas residuária de suinocultura coletado na entrada e saída de cada reator do sistema integrado UASB, FBAS e SAC - FHSS. ....	224
Figura 8 - Contribuição (%) de todos os CEs para o risco de toxicidade (RQ = MEC/PNEC) para os organismos de ambiente aquático sujeito as descargas de ARS. ....	225



## SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

### LISTAS DE TABELAS

#### ARTIGO 1

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas. ....	88
Tabela 2 - Valores médios de pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e relação entre alcalinidade intermediária e parcial (I/AP) obtidos no afluente e efluente do reator anaeróbio de anaeróbio de manta de lodo (UASB). ....	92
Tabela 3 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas e eficiência de remoção de DQO. ....	96
Tabela 4 - Componentes principais da aplicação de PCA para características de água residuária de suinocultura. ....	98

#### ARTIGO 2

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas. ....	113
Tabela 2 - Estatística dos valores médios de pH, concentrações de DQO e DBO. ....	118
Tabela 3 - Matriz de correlação de Pearson entre variáveis avaliadas no sistema integrado UASB-FBAS-SAC - FHSS submetidos a quatro cargas orgânicas de água residuária de suinocultura. ....	123
Tabela 4 - Autovalores das componentes principais para cada um dos reatores. ....	125

#### ARTIGO 3

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas. ....	142
Tabela 2 - Estatística dos valores médios de pH e CE, das concentrações de NTK, P <sub>T</sub> , N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> e N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> nos pontos de coletas para cada fase experimental. ....	147

Tabela 3 - Variância total e matriz de componente originais e rotacionada para as diferentes variáveis nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS durante quatro cargas orgânicas (cargas fatoriais superiores a 0,5 são indicadas com fontes em negrito).....	155
--	-----

#### **ARTIGO 4**

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas. ....	172
Tabela 2 - Produtividade média de matéria seca (MS) e proteína bruta (PB) dos cortes realizados no capim-Tifton 85 cultivado em SAC - FHSS para diferentes taxas de carregamento orgânico (DBO e DQO) e nutricionais (NTK, P <sub>T</sub> e K).....	176
Tabela 3 - Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P <sub>T</sub> ), potássio (K) e sódio (Na) pelo capim-Tifton 85 em função da carga de DQO média aplicada em cada corte. ....	178
Tabela 4 - Coeficientes do modelo linear $f(x) = ax + b$ ajustados aos dados de extração de N, P, K e Na pelo capim Tifton 85 em função de diferentes carregamentos orgânicos acumulados de água residuária de suinocultura em oito cortes.....	182
Tabela 5 - Matriz de correlação de Pearson entre variáveis avaliadas no sistema alagado construído submetido a água residuária de suinocultura. ....	183
Tabela 6 - Componentes principais da PCA para as cargas de águas residuárias de suinocultura aplicadas ao SAC - FHSS, biomassa e proteína bruta do capim-Tifton 85 em oito cortes.....	185

#### **ARTIGO 5**

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas. ....	205
Tabela 2 - Dinâmica de contaminantes emergentes ao longo de quatro fases experimentais tratando água residuária de suinocultura em reatores sequenciais UASB, FBAS e SAC - FHSS.....	211
Tabela 3 - Fluxos de massa ( $\mu\text{g d}^{-1}$ ) de contaminantes emergentes em água residuária de suinocultura tratada em reatores sequenciais UASB, FBAS e SAC - FHSS durante quatro fases experimentais.....	219

Tabela 4 - Dados de ecotoxicidade aplicados no cálculo do PNEC para estudos de risco ecológicos ocasionados por água residuária de suinocultura. ....	221
---	-----

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
AB	Alcalinidade Bicarbonato
AF	Fator de Avaliação
AINF	Anti-Inflamatório
APHA	American Public Health Association
ARS	Água Residuária de Suinocultura
AVT	Ácidos Voláteis Totais
BPA	Bisfenol A
C/N	Relação Carbono-Nitrogênio
CAF	Cafeína
CEs	Contaminantes Emergentes
CE	Condutividade Elétrica
CONAB	Companhia Nacional de Abastecimento
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho estadual de Política Ambiental
DBO <sub>5</sub> <sup>20</sup>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DEs	Desreguladores endócrinos
DQO	Demanda Química de Oxigênio
E1	Estrona
E2	17 $\beta$ -estradiol
EC50	Metade da Concentração Máxima Efetiva
EE	Etinilestradiol
EM	Estimulante Nervoso
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPA	Agência Americana de Proteção Ambiental
ETc	Evapotranspiração da Cultura
ETE	Estação de tratamento de Esgotos
FAO	Food and Agriculture Organization
FBAS	Filtro Biológico Aerado Submerso
GEM	Genfibrozila
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBU	Ibuprofeno
ICEB	Instituto de Ciências Exatas e Biológicas
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
K	Potássio
KMO	Teste de Kaiser-Meyer-Olkin
$K_{ow}$	Coefficiente de Partição Octanol-água
LC <sub>50</sub>	Concentração Letal
LD	Limite de Detecção
LQ	Limite de Quantificação
MAPA	Ministério da Agricultura e Pecuária
MEC	Concentrações Ambientais Medidas
Na	Sódio
NAP	Naproxeno
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Íon Amônio
N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de Nitrito
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio na forma de Nitrato
NP	4-nonifenol
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
OD	Oxigênio Dissolvido
OP	4-octilfenol
P1	Entrada do Reator UASB
P2	Saída do UASB e entrada do FBAS
P3	Saída do FBAS e entrada do SAC - FHSS
P4	Saída do SAC - FHSS
PAR	Paracetamol
PCA	Análise de componentes Principais
PCs	Componentes Principais
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNEC	Concentrações sem Efeito Prevista de um Poluente Alvo
PT	Fósforo Total
QR	Quociente de Risco

RL	Regulador Lipídico
SAC - FHSS	Sistema Alagado Construído de fluxo horizontal subsuperficial
SD	Sólidos Dissolvidos
SPE	Extração em Fase Sólida
SS	Sólidos Suspensos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFOP	Universidade Federal de Ouro Preto
ONU	Organização das Nações Unidas

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	25
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	25
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	27
2.1 Aspectos gerais sobre as agroindústrias.....	27
2.2 Características e impactos ambientais das águas residuárias de suinoculturas .....	30
2.3 Contaminantes emergentes.....	33
2.4 Desreguladores endócrinos e fármacos .....	35
2.5 Mecanismos de ações de desreguladores e fármacos.....	38
2.6 Ocorrências e efeitos de desreguladores endócrinos e fármacos em corpos hídricos .....	40
2.7 Dinâmica de desreguladores endócrinos e fármacos em sistemas de tratamento de águas residuárias.....	44
2.8 Mecanismos e fatores envolvidos na remoção dos contaminantes emergentes em estações de tratamento de águas residuárias.....	46
2.8.1 Sorção: adsorção e absorção .....	47
2.8.2 Biodegradabilidade .....	48
2.9 Princípios e tecnologias de tratamentos de águas residuárias .....	49
2.9.1 Digestão Anaeróbia: UASB .....	50
2.9.2 Filtro Biológico Aerado Submerso.....	54
2.9.3 Sistemas Alagados Construídos (SACs) .....	56
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	59
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	60
<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGOS</b> .....	82
<b>ARTIGO 1 - ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA EM REATOR UASB SUBMETIDO A DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA</b> .....	82
1. INTRODUÇÃO .....	85
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	86
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	90
4. CONCLUSÃO .....	101
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	101
<b>ARTIGO 2 - SISTEMA INTEGRADO UASB, FBAS, SAC - FHSS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA SOB DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS</b> .....	106
1. INTRODUÇÃO .....	109
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	110
2.1 Local de desenvolvimento da pesquisa .....	110
2.2 Descrição do sistema de tratamento integrado .....	110
2.3 Amostragem de ARS.....	111
2.4 Características ambientais e parâmetros de entrada no sistema .....	112
2.5 Partida do sistema e variáveis avaliadas .....	114
2.6 Análises estatísticas .....	115
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	116
4. CONCLUSÃO .....	129
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	129
<b>ARTIGO 3 - USO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS PARA AVALIAÇÃO DOS FATORES DE INFLUÊNCIA NA DINÂMICA DE NUTRIENTES EM SISTEMA UASB, FBAS, SAC - FHSS SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS ORGÂNICOS</b> .....	135
1. INTRODUÇÃO .....	138
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	139
2.1. Local de desenvolvimento da pesquisa .....	139
2.2. Descrição do sistema de tratamento integrado .....	140

2.3. Características da ambientais e parâmetros de entrada no sistema.....	141
2.4. <i>Start-up</i> de entrada no sistema e variáveis avaliadas .....	143
2.5. Análises estatísticas .....	144
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	145
3.1. Qualidade dos efluentes produzidos pela integração UASB, FBAS, SAC - FHSS .....	145
3.2. Interações entre as variáveis .....	151
4. CONCLUSÃO .....	157
REFERÊNCIAS .....	158
ARTIGO 4 - DESEMPENHO DE CAPIM-TIFTON 85 EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO POR ANÁLISE CONVENCIONAL E MULTIVARIADA .....	165
1. INTRODUÇÃO .....	168
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	170
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	174
3.1. Performance do capim-tifton 85 .....	174
3.2. Remoção de nutrientes pelo capim-tifton 85.....	178
3.3. Avaliação multivariada dos dados ambientais do SAC - FHSS .....	182
4. CONCLUSÃO .....	189
REFERÊNCIAS .....	190
ARTIGO 5 - OCORRÊNCIA, REMOÇÃO E AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES EMERGENTES E RISCOS ECOLÓGICOS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE SUINOCULTURA TRATADA POR SISTEMA SEQUENCIAL UASB, FBAS, SAC - FHSS .....	198
1. INTRODUÇÃO .....	201
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	202
2.1. Local de experimentação .....	203
2.2. Descrição do sistema de tratamento integrado.....	203
2.3. Características ambientais e parâmetros de entrada no sistema.....	204
2.4. Partida do sistema amostragem.....	206
2.5. Amostragem e métodos analíticos.....	206
2.6. Análises de risco ecológico unitário e da mistura.....	208
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	210
3.1. Ocorrência e remoção de contaminantes emergentes nos reatores .....	210
3.2. Descargas dos contaminantes emergentes (CEs) nos reatores .....	216
3.3. Análise de fluxo de massa dos CEs no sistema UASB, FBAS, SAC - FHSS .....	218
3.4. Risco ecológico da ARS nos pontos de coletas .....	220
4. CONCLUSÃO .....	226
AGRADECIMENTOS.....	227
REFERÊNCIAS .....	227



## **PRIMEIRA PARTE**

### **1 INTRODUÇÃO**

A dinâmica de pesquisas sobre os recursos hídricos tem sido intensificada e discutida nos últimos anos, aumentando a preocupação quanto à escassez hídrica em várias regiões do mundo. Evans et al. (2019) afirmam que a perda de qualidade de água está diretamente vinculada às atividades humanas, seja ela urbana, industrial ou agrícola que, em função da densidade populacional e demanda de produtos e alimentos, tem agravado o impacto ao meio ambiente e à sociedade como um todo, evidenciando falhas na gestão das águas, a fim de criar um ambiente de sustentabilidade progressiva. Assim, em função da essencialidade da água os diversos processos que envolvem a atividade humana (FLÖRKE et al., 2013), torna-se necessária a adoção de medidas que viabilizem a melhoria da gestão quantitativa e qualitativa desses recursos.

A qualidade das águas é alterada, na maioria das vezes, pelo lançamento indiscriminado de águas residuárias domésticas e agroindustriais em corpos hídricos superficiais e sem atendimento legal dos parâmetros de qualidade de água estabelecidos pelas legislações ambientais. Entre os processos industriais com maior potencial poluidor no Brasil, encontram-se as agroindústrias em função da produção de resíduos ricos em substâncias orgânicas, nutrientes (sobretudo nitrogênio e fósforo), sólidos, óleos e graxas. Nesta categoria, suinoculturas, cafeiculturas, laticínios, abatedouros e processamento de carnes são conhecidos pelo alto potencial poluidor (WEN et al., 2012; AMOR et al., 2019; VIKNESWARA et al., 2019), além disso, as águas residuárias de suinocultura apresentam concentrações elevadas de fármacos aplicados como produtos veterinários, e estrógenos em relação as concentrações constatadas em esgotos domésticos (HE et al., 2019; HUANG et al., 2019).

A crescente demanda por alimentos de origem animal tem intensificado os sistemas de criação, ocasionando incrementos econômicos em diversos países, porém, em paralelo, tem ocorrido também a produção de maiores volumes de águas residuárias com elevado potencial de contaminação de corpos hídricos, proporcionando, assim, sérios riscos ambientais (HAN et al., 2019), visto que, além de apresentarem matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio (OLIVEIRA et al., 2019), em muitos casos, há a presença de desreguladores endócrinos e fármacos (WANG et al., 2019).

No intuito de minimizar os potenciais impactos causados pela criação intensiva de suínos, muitos trabalhos têm sido desenvolvidos para adaptar sistemas já existentes e, ou, desenvolver novos sistemas para o tratamento de águas residuárias da suinocultura (ARS). No entanto, boa parte desses sistemas têm priorizado a remoção de matéria orgânica, que tem efeito direto sobre a qualidade ambiental (VON SPERLING, 2014) e, às vezes, nutrientes, não contabilizando os contaminantes emergentes, como detergentes, pesticidas, fármacos como os antibióticos e hormônios naturais e sintéticos (KRZEMINSKI et al., 2019; SOPHIA; LIMA, 2018).

Os contaminantes emergentes (CEs) são compostos orgânicos ou sintéticos de diferentes classificações, como fármacos, desreguladores endócrinos e produtos veterinários, que embora estejam no ambiente a bastante tempo, só foram identificados de forma mais regular com o aprimoramento de técnicas analíticas e de equipamentos. No ambiente, são geralmente detectados em concentrações entre  $\text{ng L}^{-1}$  e  $\mu\text{g L}^{-1}$  em águas superficiais poluídas e águas residuárias, domésticas ou agroindustriais e, portanto, servindo como fonte de grandes impactos ambientais (CHENG et al., 2018; KAPELEWSKA et al., 2018).

Diante dos problemas relatados, a busca pela otimização, aprimoramento e desenvolvimento tecnologias para a remoção dos contaminantes emergentes em águas residuárias e, conseqüentemente, redução dos riscos ambientais, tem se intensificado. São exemplos os aprimoramentos de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB), em reatores anaeróbios de leito fixo e estruturado para a remoção de nonifenol, bisfenol A, diclofenaco e hormônios naturais em esgotos domésticos (CARNEIRO et al., 2019; BRANDT et al., 2013); uso de osmose reversa e nanofiltração para remoção de cafeína, amoxicilina e genes de resistentes a antibióticos em esgoto doméstico e água residuária de suinocultura (LAN et al., 2019; CHEN et al., 2017), utilização de filtros aerados para remoção de fármacos em águas residuárias suínas pré-tratadas por reatores anaeróbios (CHENG et al., 2018); e sistemas alagados construídos para remoção de hormônios tratando esgoto domésticas misturado com água residuária de bovinocultura (CHEN et al., 2019).

Dentro desse contexto apresentado, o objetivo geral da pesquisa foi identificar e avaliar a dinâmica de nutrientes, matéria orgânica, desreguladores endócrinos e fármacos em sistema biológico de tratamento de água residuária de suinocultura composto por UASB, FBAS, SAC-FHSS, além dos riscos ecológicos sobre espécies de ambientes aquáticos.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Aspectos gerais sobre as agroindústrias

Segundo o último relatório da Organização das Nações Unidas (ONU) que projeta para o ano de 2050, a estimativa é que o mundo tenha aproximadamente 9 bilhões de habitantes, representando 1,5 bilhões a mais do que hoje e, como consequência, haverá aumento na demanda de alimentos (ONU, 2017).

As atividades agroindustriais são caracterizadas por um amplo conjunto de atividades de transformação e beneficiamento de produtos agropecuários, contemplando a diversidade de itens processados e beneficiados nos estabelecimentos rurais, independentemente da destinação a eles conferida, do tipo de estabelecimento e do volume processado (IPEA, 2013). Nesse sentido, estas atividades ao longo das décadas deixaram de conferir tão somente as atividades rurais, mas também incrementaram práticas e conceitos antes tipicamente do meio urbano, configurando-se como uma mudança moderna (AGERGAARD et al., 2019) e ao mesmo tempo conflitante com as questões ambientais (BROWN et al., 2019), uma vez que seus processos produtivos demandam por consideráveis quantidades de insumos materiais, humanos e financeiros, que precisam ser controlados.

Economicamente, a agroindústria tem papel relevante no mundo, sendo responsável pela produção de milhões de toneladas de alimentos e milhares de empregos, ocupando 38% da superfície da Terra e sendo responsável por cerca de 70% das captações globais de água doce (WWAP, 2018). Segundo Raut et al. (2019), existe uma demanda crescente por alimentos naturais e processados, e estima-se que até 2050 com o aumento populacional haja a duplicação da demanda de alimentos.

A produção brasileira de carne suína é majoritariamente destinada ao consumo doméstico. Em 2015, 84,8% da produção foi absorvida pelo mercado interno, embora, no mesmo ano, obtivesse um volume per capita igual ao mundial – estimado em 15,1 kg hab<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, o consumo de carne suína no Brasil é, contrariamente à média dos demais países do mundo, inferior aos das carnes bovina e de frango (ABPA, 2016).

A atividade agropecuária brasileira vem crescendo nas últimas décadas, se destacando na produção de grãos, com 12, 82 e 118 milhões de toneladas de arroz, milho e soja, respectivamente, e 9,9, 3,7 e 13,4 milhões de toneladas de carnes de bovinos, suínos e de frango, respectivamente, na safra 2017/2018 (CONAB, 2018). Estes dados põem o Brasil em cenário

de destaque nas exportações mundiais, com superávit comercial em torno US\$ 67 bilhões no ano de 2017, sendo US\$ 217,74 bilhões obtidos com exportações e US\$ 150,75 bilhões em importações (MAPA, 2018).

As maiores produções de suíno estão na região sul do Brasil, além disso os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, respondem pela exportação de quase 700 mil toneladas no ano de 2017 (ABPA, 2018). Segundo o Censo Pecuário 2017 de Santa Catarina, o rebanho do estado de Santa Catarina, ao considerar a quantidade de suínos existentes nos estabelecimentos agropecuários, teve um crescimento de 25,58% entre 2006 e 2017, atingindo-se um total de 39,17 milhões de animais (EPAGRI, 2018). Nas Tabelas 1 e 2 são fornecidas as produções de suínos no ano de 2017 no Brasil e por estado da federação, assim como o comportamento histórico dos principais países produtores, respectivamente.

Tabela 1 - Dados do plantel de suínos no Brasil e estados com maior participação na produção suína.

Unidade de Federação	Efetivo de Suínos (cabeças)	Participação no Efetivo Total (%)
Brasil	3.822	100,00
Santa Catarina	1.026	26,84
Paraná	828	21,66
Rio Grande do Sul	727	19,02
Minas Gerais	464	12,14
Mato Grosso	214	5,60
São Paulo	171	4,47
Goiás	164	4,29
Mato Grosso do Sul	148	3,87
Espírito Santo	24	0,63
Distrito Federal	18	0,47
Outros	38	0,99

Fonte: IBGE (2017).

Tabela 2 - Evolução da produção de carne suína nos principais países produtores em milhões de toneladas.

País	2014	2015	2016	2017	2018	Taxa de Crescimento (%)
China	56.710	54.870	52.990	53.400	54.150	-1,19
U.E	22.540	23.249	23.866	23.663	24.100	1,53
EUA	10.368	11.121	11.320	11.611	11.992	3,40
Brasil	3.400	3.519	3.700	3.725	3.675	2,15
Rússia	2.510	2.615	2.870	3.000	3.235	6,66
Vietnã	2.431	2.548	2.701	2.741	2.675	2,68
Canadá	1.805	1.899	1.914	1.959	1.960	1,98
Outros	10.734	10.601	10.778	10.939	11.171	1,12
Total	110.498	110.422	110.139	111.038	112.958	0,50

Fonte: Elaboração do autor com base nos dados fornecidos pela USDA (2018). U.E: União Europeia.

Paralelamente às condições econômicas que tornam o Brasil relevante quanto à produção de proteína animal, há as consequências de maiores impactos ambientais na atividade de suinocultura, visto que esta atividade demanda um grande volume de água (ITO; GUIMARÃES; AMARAL, 2016). Segundo Cao et al. (2018) e Ding et al. (2017), o fato de nos últimos anos a geração de água residuária de suinocultura ter crescido em volumes alarmantes, principalmente na China, maior produtor mundial, a atividade tem causado alterações em corpos hídricos da região devido à elevadas concentrações de nitrogênio amoniacal ( $N - NH_4^+$ ), que geralmente encontra-se na faixa de 400-2.000 mg L<sup>-1</sup>.

No Brasil, os danos das atividades agropecuárias estão se tornando ainda mais visíveis em função da atuação da agropecuária de forma intensiva. De acordo Grizzetti et al. (2019), as principais pressões sobre os recursos hídricos estão relacionadas ao crescimento urbano e atividades agropecuárias, lançamento de águas residuárias, disposição inadequada de resíduos sólidos, desmatamento e uso inadequado do solo.

Dentro das águas residuárias de suinocultura, atualmente tem se constatado contaminações em diversos ecossistemas provocados por altas concentrações de antibióticos, utilizados como promotores de crescimento dos suínos (ZHOU et al., 2013; DURSO; COOK, 2014) e também por desreguladores endócrinos (ADEEL et al., 2017).

Petrie et al. (2019) avaliaram a qualidade da água de um rio localizado no Reino Unido e que abrange uma área de aproximadamente 2.000 km<sup>2</sup> e população de 1,5 milhão, constatando contaminação da água e do solo das margens do rio com bisfenol A. Segundo os autores, as atividades industriais localizadas na bacia hidrográfica foram responsáveis pelo lançamento e disposição de águas residuárias domésticas ricas em micro contaminantes.

Rocha (2013) em estudo sobre o impacto da qualidade da água no Rio Parnaíba na zona urbana de Teresina, constatou que os usos não consultivos, como lançamento de efluentes, principalmente esgoto doméstico decorrente da falta de esgotamento sanitário, alteram diretamente a qualidade da água e constituem um foco direto para a geração de doenças de veiculação hídrica.

Assim, a sociedade necessita refletir sobre sua forma de produzir, a fim de criar um ambiente sustentável que possa não tornar somente a produção como critério de desenvolvimento, mas sim também o meio ambiente e a sociedade como um todo.

## **2.2 Características e impactos ambientais das águas residuárias de suinoculturas**

Com a demanda por alimentos e produtos agropecuários aumentando nos últimos anos (CONAB, 2018), têm-se evidenciado um crescimento de volume e diversificação de resíduos e águas residuárias, e, portanto, potencialidades de impactos ao meio ambiente. Lima e Piozcovski (2010) relatam que um dos principais fatores que influenciam o volume de água residuária gerado é o consumo de água pelos suínos, que segundo Mora-Orozco et al. (2018), estão relacionados a qualidade da alimentação, estado fisiológico (idade, fase reprodutiva, peso, etc.) e os ambientais (temperatura, umidade, vento espaços abrigados ou não, etc.). A Embrapa (2016) e Lima e Piozcovski (2010) verificaram variações de consumo diário de água em função das variações temporais de verão e inverno, como demonstrado na Tabela 3. Enquanto que, segundo os dados da Embrapa (2016), o consumo de água e, conseqüentemente, o volume de água residuária gerado varia em função da fase de desenvolvimento suíno (Tabela 4).

Tabela 3 - Consumo diário aproximado de água por suíno, conforme estação do ano.

Peso do suíno (kg)	Consumo diário, aproximado, de água por suíno (L)	
	Verão	Inverno
10	1,5	1,0
20	3,0	2,0
35	4,5	3,0
60	6,0	4,0
100	7,5	5,0
Gestação	8,0	5,0
Lactação	20,0	15,0

Fonte: Lima e Pioczcovski (2010).

Tabela 4 - Consumo total de água e produção de água residuária de suinocultura de acordo com a fase produtiva.

Modelo de Sistema de Produção de Suínos	Massa de Suínos (kg)	AC - Água consumida	AR - Água Residuária	% de AC em AR
		(L animal <sup>-1</sup> dia <sup>-1</sup> )		
Ciclo Completo	-	72,9	47,1	64,61
Produção de Leitões	-	35,3	22,8	64,59
Produção de Desmamados	-	27,8	16,2	58,27
Crechários	6 - 28'	2,5	2,3	92,00
Unidade de Terminação	23 - 120	8,3	4,5	54,22

Fonte: IBGE (2016); Embrapa (2016).

Embora a produção de proteína animal tenha relevância econômica e social, os órgãos de controles ambientais destacam que esta atividade configura-se como de grande impacto sobre os ecossistemas, principalmente através da produção e descarte inadequado de águas residuárias em solos (ELBANA; GABER; KISHK., 2019), rios (SINGH et al., 2019) e águas subterrâneas (FRIDRICH et al., 2019), já observado em países como Brasil (OLIVEIRA et al., 2019), China (WANG et al., 2019), Espanha (GARCÍA et al., 2019) e Estados Unidos (SEIPLE et al., 2019).

Tradicionalmente, as águas residuárias de suinocultura são compostas por urina, estrume e água de lavagem, que se caracterizam pela presença de alta demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo, formas nitrogenadas e sólidos (WU

et al., 2015). Além disso, Debski (2016) afirma metais pesados, como o cobre (Cu) e zinco (Zn), estão presentes no suplemento dietético de rações e antibióticos, ocasionando o surgimento desses metais pesados nos dejetos dos suínos.

Ekpo et al. (2016) afirmam que as instalações de suínos emitem odores e compostos voláteis como sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), amônia (NH<sub>3</sub>) e gases de efeito estufa (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, etc.) que resultam em reclamações e problemas de saúde por parte da população.

Diante disso, torna-se importante o conhecimento das características da água residuária de suinocultura (ARS). Observa-se na Tabela 5 a apresentação dos valores médios das variáveis físicas, químicas e bioquímicas encontrados em água residuária de suinocultura em fase de crescimento e terminação.

Tabela 5 - Valores médios de variáveis físicas e químicas de águas residuárias de suinocultura no Brasil.

Parâmetros	Crescimento	Terminação
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )	1.952	524
Demanda Química de Oxigênio (mg L <sup>-1</sup> )	2.537	1.547
Dureza (mg L <sup>-1</sup> )	2.625	548
Condutividade elétrica (µs cm <sup>-1</sup> )	4.460	2.623
Sólidos dissolvidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	4.753	3.186
Potencial hidrogeniônico - pH	7,60	7,40
Cobre (mg L <sup>-1</sup> )	1,77	1,81
Zinco (mg L <sup>-1</sup> )	7,65	7,49
Manganês (mg L <sup>-1</sup> )	1,93	2,03
Sódio (mg L <sup>-1</sup> )	85,75	88,25

Fonte: Silva (2016).

Em função da grande concentração de nutrientes, a disposição no solo pode reduzir os custos com fertilização das culturas e o nível requerido de purificação do efluente e, consequentemente, os custos de seu tratamento, pelo fato de o solo e as culturas se comportarem como biofiltros naturais (HARUVY, 1997). Além disso, o aproveitamento de águas residuárias na fertirrigação de culturas agrícolas pode possibilitar o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental e dos custos de produção, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (QUEIROZ et al.,



2004; BARROS et al., 2005). Todavia, o uso incorreto pode trazer efeitos deletérios tanto ao solo quanto às plantas (LO MONACO et al., 2009).

Pereira, Dermachi e Budiño (2009) ressaltam que para se fazer uso agrícola, todo procedimento de manejo destas águas deve ser realizado, desde suas características físicas químicas e microbiológicas, até as formas de disposição.

No Brasil, a Resolução n° 357 do CONAMA classificam os corpos d'água, estabelece os parâmetros de qualidade das águas (BRASIL, 2005), enquanto a Resolução n° 430 do CONAMA apresenta padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos (BRASIL, 2011). No entanto, não estabelecem diretrizes para o reúso agrícola, assim, se houver Legislação Estadual, a exemplo da resolução COEMA n° 2/2017 no estado do Ceará, valerá a mais restritiva (CEARÁ, 2017; PEREIRA; CAMPOS; MONTERANI, 2010).

### **2.3 Contaminantes emergentes**

O entendimento do termo “contaminantes emergentes” é uma referência às substâncias químicas sintéticas ou naturais que não são comumente monitorados no ambiente, e não são removidas, em grande parte, por sistemas convencionais de tratamento de água e efluentes, mas tem o potencial de, quando dispostas no ambiente, ocasionar consequências aos ecossistemas. Dentre estas, destacam-se os hormônios endógenos, hormônios sintéticos, anticoncepcionais, fármacos de diversas composições, cafeína, sucralose, nano materiais, bactericidas, inseticidas, algicidas, herbicidas, produtos de limpeza e de higiene pessoal, protetores solares, produtos de cloração, produtos agrícolas, entre outros (DELGADO et al., 2019; RICHARDSON; TERNES, 2018; MASIÁ et al., 2015).

O comportamento dessas substâncias tem sido reportado de forma mais intensa na literatura nos últimos anos, em função do aprimoramento e inovação de instrumentos e metodologias que promovem a identificação, quantificação e avaliação de impactos ambientais aos ecossistemas (VERLICCHI, 2019; MOHAMED; PALEOLOGOS, 2017; CHEN et al., 2017; AQUINO et al., 2013). Como consequência, a presença destes compostos em águas superficiais e residuárias tem gerando preocupações para manutenção da qualidade ambiental de recursos hídricos (GEISSEN et al., 2015). Diante disso, Bird (2002) realizou um balanço de informações de substâncias emergentes de interesse sanitário (Tabela 6).

Tabela 6 - Diversificação de contaminantes emergentes em amostras ambientais de interesse sanitário.

Classe	Aplicação	Fonte de contaminação na água
Pesticidas organoclorados (Ex. Metoxicloro e DDT)	Agricultura	Drenagem de áreas agrícolas; lavagem de recipientes
Bifenilas policloradas (PCB)	Fluidos refrigerantes em transformadores e condensadores elétricos	Vazamentos acidentais; lixiviados de aterros
Dioxinas e furanos (Ex. dibenzodioxina policlorada - PCDD e dibenzofurano policlorado – PCDF)	São subprodutos de variados processos, como branqueamento de polpa de celulose, produção de pesticidas e incineração de resíduos	Efluentes líquidos industriais; emissões atmosféricas industriais
Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA)	Processos de combustão (veicular e industrial)	Deposição ou arraste de partículas e fuligem pela drenagem superficial
Hormônios naturais - sintetizados por plantas e animais (Ex. estradiol)	Agentes de crescimento; terapia de reposição hormonal	Esgoto doméstico
Hormônios sintéticos (Ex. etinilestradiol)	Usados em contraceptivos orais	Esgoto doméstico
Alquilfenóis polietoxilados (APEOn)	Surfactantes/emulsificantes usados em produtos de limpeza e higiene pessoal	Esgoto doméstico; efluentes industriais
Alquilfenóis (Ex. nonilfenol e octilfenol)	São subprodutos da degradação dos APEOs. Também são usados como emulsificantes/detergentes	Esgoto doméstico; drenagem de áreas agrícolas
Monômeros (Ex. bisfenol A, cloreto de vinila)	Produção de plástico e resinas	Lixiviação ou degradação de plásticos
Esteres ftálicos (Ex. ftalato de butila, ou octila)	Agentes plastificantes usados em alguns plásticos (Ex. PVC)	Lixiviação ou degradação de plásticos

Fonte: Baird (2002).

Um levantamento sobre a produção mundial de produtos químicos manufaturados em grande escala desde a década de 1930 até meados de 2000, mostra que houve um aumento de 1,0 milhão para 400 milhões de toneladas na quantidade produzida por ano. Dados gerados pela Organização Estatística da Comunidade Europeia (EUROSTAT, 2013), considerando 28 países do continente europeu, mostram que entre 2002 e 2011, mais de 50% da produção total de produtos químicos é representado por substâncias que são prejudiciais para os ambientes aquáticos.

Evidências experimentais têm indicado que os contaminantes emergentes podem afetar anfíbios, moluscos, peixes e humanos. No entanto, devido à escassez de informações para alguns destes compostos, faz com que não haja critérios regulatórios ou normas para a proteção da saúde humana ou do meio ambiente (ZHAO et al., 2017; MODOVNIK et al., 2011, HAYES et al., 2010). No Brasil, o entendimento sobre os contaminantes emergentes começou a se tornar mais comum a partir de 2011, com a observação de pesquisas internacionais e início de estudos dessas substâncias no país, principalmente pelo lançamento em corpos hídricos. Assim, por se tratar de estudos recentes, ainda há carência de mais resultados para melhor caracterização das matrizes ambientais brasileiras.

Os contaminantes emergentes podem ser classificados em função dos seus efeitos, usos ou de suas características químicas e biológicas. Dois grupos de particular interesse aos estudos relacionados à qualidade da água são os químicos classificados como desreguladores endócrinos (DEs) e os fármacos, os quais, como resultado de atividades humanas, são frequentemente encontrados no solo, na água, no ar e em alimentos (EPA, 2006).

#### **2.4 Desreguladores endócrinos e fármacos**

Os desreguladores endócrinos são substâncias que geram perturbações no mecanismo regulador de hormônios naturais no corpo humano, provocando efeitos adversos à saúde. Porém, o termo usado para definir as substâncias capazes de interferir e provocar anormalidades no funcionamento do sistema endócrino não apresenta consenso entre os autores. Muitas definições têm sido propostas para um desregulador endócrino, entretanto, em todas elas existe um ponto em comum: trata-se de uma substância química que pode interferir no funcionamento natural do sistema endócrino de espécies animais, incluindo os seres humanos (PULZ, 2014).

De acordo com a EPA (2010), os desreguladores endócrinos podem ser definidos como: agentes exógenos, que mesmo em concentrações-traço, possuem a capacidade de interferir na

síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais, responsáveis pela manutenção, reprodução, desenvolvimento e comportamento dos organismos (USEPA, 2010).

Da mesma forma, os fármacos também são considerados contaminantes emergentes e suas principais classes incluem os antibióticos (ex.: sulfametoxazol e trimetoprima), anti-inflamatórios (ex.: diclofenaco), antilipêmicos (ex.: bezafibrato), contraceptivos (ex.: etinilestradiol), entre outros (KHETAN; COLLINS, 2007). Cabe ressaltar que todos os compostos citados apresentam uso extensivo pela população, o que corrobora com o aumento da probabilidade de seu despejo inadequado nos corpos hídricos, sendo encontrados em águas e sedimentos (FROEHNER et al., 2011).

Segundo Lima et al. (2017) e Fatta-Kassinos, Meric e Nikolaou (2011), os fármacos tratam-se de um grupo de substâncias químicas biologicamente ativas sintetizadas, bastante heterogênea, com ampla variedade de moléculas com diferentes estruturas e massa molar e que apresentam o intuito de produzir respostas fisiológicas em humanos, animais e plantas. Os fármacos são desenvolvidos e utilizados para aplicações e atividades biológicas específicas, dependendo da classe terapêutica a qual pertence (analgésicos, antitérmicos, anti-inflamatórios, antibióticos, antidepressivos, corticosteróides, entre outros). Em função da heterogeneidade dos desreguladores endócrinos, Grun (2010) os classificou de duas formas:

#### Primeira classificação

(i) Aqueles que ocorrem naturalmente:

- Substâncias químicas naturais encontradas na alimentação humana e animal, por exemplo, fitoestrógeno: genisteína e coumestrol.

(ii) Aqueles que são sintetizados, agrupando-se nas seguintes formas:

- Produtos químicos sintéticos utilizados como solventes ou lubrificantes industriais e seus subprodutos, por exemplo, bifenilos policlorados (PCBs), bifenilos polibromados (PBBs) e dioxinas;
- Plásticos, por exemplo, bisfenol A (BPA);
- Plastificantes;
- Pesticidas, por exemplo, diclorodifeniltricloroetano (DDT);
- Fungicida (por exemplo, vinclozolina); e
- Alguns agentes farmacêuticos, por exemplo, dietilestilbestrol.

## Segunda classificação

Os desreguladores endócrinos também podem ser classificados quanto à origem (CALIMAN; GAVRILESCU, 2009):

- (i) Hormônios naturais e artificiais, por exemplo, fitoestrogênios e anticoncepcionais;
- (ii) Drogas com efeitos colaterais hormonais, por exemplo, naproxen, metoprolol e clofibrato;
- (iii) Produtos químicos industriais e domésticos, por exemplo, ftalatos, detergentes de lilfenol-toxilato, retardadores de chama, plastificantes e solventes;
- (iv) Produtos secundários de processos industriais e domésticos, por exemplo, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, dioxinas e pentaclorobenzeno.

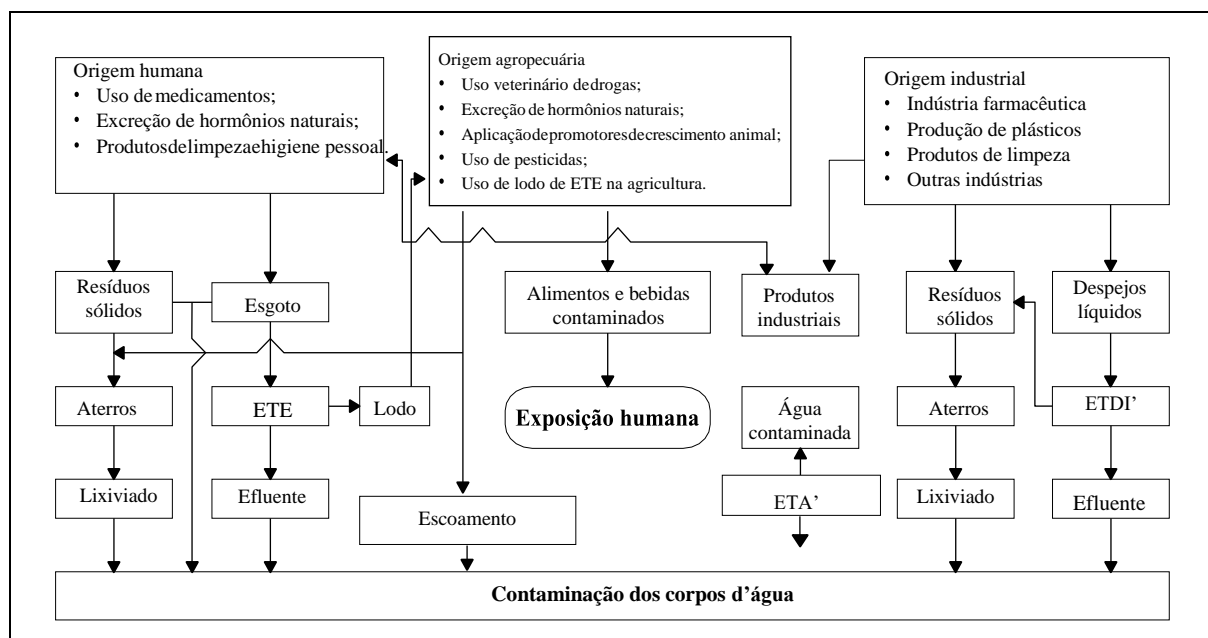
Os desreguladores endócrinos e fármacos entram no ambiente aquático tanto direta como indiretamente por meio de uma ampla gama de pontos, como por exemplo, descargas industriais, águas residuárias domésticas e agroindustriais, antes e após estações de tratamento, e também por fontes difusas de escoamento superficial (RIVA et al., 2019; MANDARIC et al., 2019; ADEEL et al., 2017; GEISSEN, et al., 2015; TEFANAKIS, ALEXANDROS, 2015). O transporte e interação destes e outras formas orgânicas ou sintéticas no meio ficam sujeitos às características como, volatilidade, polaridade, propriedades de adsorção, persistência e demais interações no meio (GEISSEN et al., 2015).

Como resultado, altas concentrações dessas substâncias são frequentemente detectadas em áreas próximas às unidades de descartes de estações de tratamento de águas residuárias (CHEN et al., 2017). Rosa et al. (2017) destacam que além da contaminação decorrente em cursos d'água, a literatura tem reportado contaminações em solos e vegetação pelo lançamento indiscriminado ou pelo reuso inadequado e sem critério de águas residuárias. Outras fontes seriam as disposições inadequadas de resíduos, como por exemplo em aterros não controlados, e a utilização de esterco e lodos de estações de tratamento como adubo e fertilizante. Em geral, os fármacos são ingeridos, uma parte é absorvida, uma metabolizada e outra excretada de forma inalterada. Em relação aos produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, por serem em geral de uso tópico, podem ser absorvidos e metabolizados ou principalmente eliminados na sua forma inalterada (EBELE et al., 2017).

Além disso, o comportamento de tais poluentes em estações de tratamento de águas residuárias são persistentes, podendo estar na forma original ativa ou transformados em sua forma biologicamente ativa por desconjugação de metabólitos (MOHAMED; PALEOLOGOS, 2017).

Na Figura 1 estão apresentadas as principais rotas de entrada no meio ambiente dos desreguladores endócrinos, fármacos e outros contaminantes orgânicos.

Figura 1 - Fontes e destinos dos fármacos e desreguladores endócrinos nos recursos hídricos.



ETE e ETDI: Estações de Tratamento de Esgoto e de Despejos Industriais; ETA: Estação de Tratamento de Água.

Fonte: Aquino et al. (2013).

## 2.5 Mecanismos de ações de desreguladores e fármacos

Na literatura científica existem inúmeros resultados de pesquisa que demonstram uma conexão específica entre os contaminantes emergentes e os sistemas fisiológicos de seres vivos, assim, células imunocompetentes podem produzir substâncias imunologicamente funcionais, como hormônios (LARDONE et al., 2011; CSABA, 2011; CSABA et al., 2004; SMEKENS et al., 1983). Com isso, Csaba (2014) e Yan et al. (2010) afirmam que estas células imunes são vulneráveis à ação de hormônios endógenos e, portanto, um estrógeno ao interagir com um receptor hormonal pode alterar uma resposta natural do sistema endócrino.

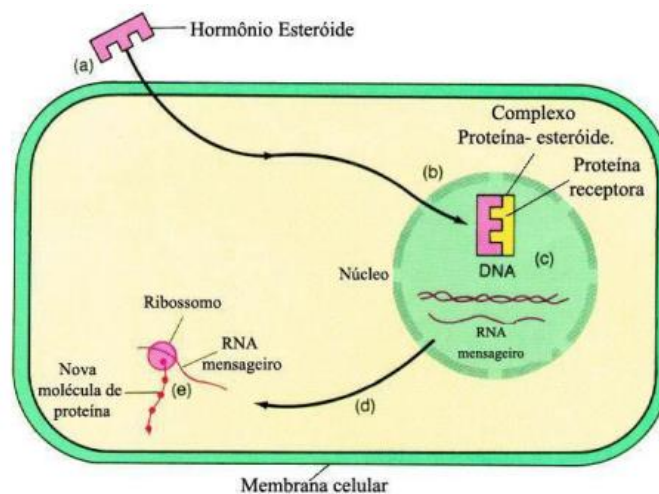
Os desreguladores endócrinos possuem inúmeros mecanismos que dificultam a sua eliminação do corpo de seres vivos. Neto e Ferreira (2007) destacam alguns destes:

- i) **Acumulação:** é a capacidade de se depositarem nos tecidos animais e alcançarem níveis de concentração altos e danosos ao ser vivo;
- ii) **Persistência** – é a capacidade de tais substâncias levarem muito tempo para serem biodegradadas;

- iii) Sinergia – é a capacidade de várias substâncias se misturarem e produzirem efeitos potencializados; e
- iv) Conjugação – é a capacidade de se ligarem a proteínas e circularem com elas na corrente sanguínea, o que dificulta sua eliminação e mantém a concentração da substância no organismo por longo tempo.

Dentre os diversos citados anteriormente, um dos principais mecanismos de ação dos desreguladores endócrinos é sua interação com os receptores de hormônios esteróides (por exemplo, estrógenos, andrógenos, hormônios adrenais), receptores de tireoide, receptores ativados por proliferadores de peroxissoma (PPARs) e receptores de hidrocarbonetos acrílicos (AhR) (Figura 2) (BOBERG et al., 2016; BRONOWICKA-KŁYS et al., 2016; SHEIKH et al., 2016; WALKER, 2016; MACON; FENTON, 2013; SORIANO et al., 2012; YAN et al., 2011; PRUSAKIEWICZ et al., 2007; HENEWEER et al., 2005; OHTAKE et al., 2003; FANG et al., 2003; MORIYAMA et al., 2002; KESTER et al., 2000; KUIPER et al., 1998; LI et al., 1997).

Figura 2 - Mecanismo de ação celular de compostos químicos de desregulação endócrina.



Fonte: Thiemann (2012).

Os desreguladores endócrinos se ligam aos receptores nucleares para atuar como agonistas ou antagonistas, o que leva ao bloqueio da ação de hormônios naturais pela sua união com um sítio de ligação para hormônios endógenos e/ou expressão aumentada/diminuída de genes negativamente (BRONOWICKA-KŁYS et al., 2016). Exemplos de ações de mecanismos ocorrem com o bisfenol A que pode modular a permeabilidade dos canais iônicos para  $Ca^{2+}$

(YAN et al., 2011; SORIANO et al., 2012), atrazina e parabenos que podem alterar a atividade enzimática da sulfotransferase e aromatase, proteínas responsáveis pela biotransformação de hormônios endógenos (BOBERG et al., 2016; LAVILLE et al., 2006). Além disso, Li et al. (1997) e Sheikh et al. (2016) afirmam que os desreguladores endócrinos se ligam às proteínas transportadoras de plasma, perturbando a atividade hormonal na corrente sanguínea.

O mecanismo de ação dos fármacos muitas vezes não é completamente elucidado, podendo haver não apenas um único mecanismo de ação, mas sim reações de ocorrência simultânea. Do ponto de vista das águas residuárias, inferir a toxicidade potencial dos fármacos para os diferentes tipos de seres vivos é uma tarefa complexa, mas necessária, visto que diariamente são lançados grandes volumes em corpos hídricos, e, portanto, passível de contaminar todo um ecossistema. Desta forma, a aplicação de teste toxicológico visa prever os efeitos agudos (onde geralmente é registrada a taxa de mortalidade) ou crônicos (exposição do organismo em diferentes concentrações do contaminante por um prolongado período de tempo) (SANTOS et al., 2010; WILKINSON et al., 2016), sendo uma ponte de conhecimento na tomada de decisão no lançamento de efluentes.

O grau de toxicidade de um fármaco para uma determinada espécie pode ser expressa em relação à concentração do contaminante que induz metade do efeito máximo observado (EC50), ou que promove a inibição da metade do efeito máximo observado (IC50), ou ainda em termos da concentração capaz de causar a morte de metade da população do organismo, denominada LC50 (do inglês *Lethal Concentration*) (ORTIZ DE GARCÍA et al., 2014; SEBAUGH, 2011).

Segundo Ortiz de García et al. (2014), os contaminantes podem ser classificados como:

- (i) Altamente tóxico:  $EC50 \leq 1 \text{ mg L}^{-1}$ ;
- (ii) Tóxico:  $1 \text{ mg L}^{-1} < EC50 \leq 10 \text{ mg L}^{-1}$ ;
- (iii) Prejudicial:  $10 \text{ mg L}^{-1} < EC50 \leq 100 \text{ mg L}^{-1}$ ;
- (iv) Não tóxico:  $EC50 > 100 \text{ mg L}^{-1}$ .

## **2.6 Ocorrências e efeitos de desreguladores endócrinos e fármacos em corpos hídricos**

Assim como outras substâncias antropogênicas, o sistema aquático se tornou o destino final destas substâncias, sendo encontradas em sistemas de tratamento de efluentes, águas superficiais e de abastecimento público. Até o momento, mais de 100 fármacos e produtos de higiene pessoal foram detectados em efluentes de sistemas de tratamento de água em diversos países da União Europeia (FERNÁNDEZ, 2010).



Os estudos das dinâmicas dos contaminantes emergentes no meio ambiente estão vinculadas ao consumo de diversos produtos atualmente empregados, principalmente quanto à farmacologia de princípios ativos regularmente consumidos por humano ou animais, e também quanto a produção fisiológica de compostos estrogênicos intensificada pela agropecuária, por meio da criação de animais confinados (FAIRBAIRN et al., 2016; ZHANG et al., 2015).

Com o consumo desses compostos e entendendo que grande parte podem ser excretada em sua forma inalterada ou como metabólitos derivados da molécula parental (entre 30 a 90%), as estações de tratamento de águas residuárias são consideradas os principais destinos e também uma das fontes mais relevantes responsáveis por lançamento constante destes contaminantes em corpos hídricos superficiais, no qual apresentam águas residuárias domésticas ou agroindustriais, com elevadas concentrações de diversos compostos, como bisfenol A, sulfametazina, tetraciclina, estrona,  $17\beta$ -estradiol,  $17\alpha$ -etinilestradiol, octilfenol, nonilfenol, progesteronas, dentre outros (FANG et al., 2019; BINA et al., 2018; CECCONET et al., 2017).

Diversas pesquisas têm relatado a presença de compostos emergentes, como fármacos e desreguladores endócrinos (DEs) em águas superficiais, principalmente em locais próximos de estações de tratamento de águas residuais (ETEs) e descargas industriais (VILELA et al., 2018; WILKINSON et al., 2018). Ma et al. (2016) observaram em dez pontos ao longo do rio Santa Ana (EUA) concentrações relevantes de estrona (E1) e  $17\beta$  estradiol (E2) entre 0,24–6,37 ng L<sup>-1</sup> e 0,49–9,25 ng L<sup>-1</sup>, respectivamente, além disso, os autores ainda reforçam que os pontos dos rios mais próximos as fazendas leiteiras exibiram altos níveis de conjugados, enquanto aqueles próximos a uma saída de efluente da estação de tratamento de esgoto exibiram concentrações relativamente altas de E1. Niu e Zhang et al. (2018) verificaram concentrações de 75, 429 e 0,334 ng L<sup>-1</sup> de bisfenol A, nonilfenol e estrona, respectivamente, nos rios Pingshantou da China.

Chiu et al. (2017) ressaltam que é provável que as mudanças climáticas aumentem a ocorrência e distribuição de contaminantes emergentes (CEs) e os riscos à saúde associados. Prevê-se um aumento futuro dos CEs em relação ao aumento do uso de pesticidas com maior distribuição ambiental e toxicidade de pesticidas com base em variações físicas (por exemplo, temperatura e padrão de vento alterados), químicas (por exemplo, degradação e transformação) e biológicas (por exemplo, mudanças na atividade microbiana do solo e da água) (NOYES et al., 2009 ). Além disso, padrões de chuva alterados podem potencialmente contribuir para maiores impactos em áreas agrícolas menos intensivas. Também são esperadas concentrações

mais altas de produtos farmacêuticos e pesticidas devido a uma redução no fluxo e diluição dos rios como consequência das mudanças climáticas (COPPENS et al., 2015; MASIÁ et al., 2013).

Dentre as consequências dos CE's sintéticos ou naturais no meio ambiente estão associadas as disfunções hormonais em humanos e animais (NOMAN et al., 2019; KABIR et al., 2015). Segundo Mallozzi et al. (2016) duas questões principais emergiram sobre os efeitos dos desreguladores endócrinos nos seres vivos. A primeira é a questão da maior vulnerabilidade à exposição durante períodos críticos de desenvolvimento (embriões, fetos e recém-nascidos), sabendo que as mães podem passar produtos químicos para seus filhos por via transplacentária em mamíferos e, após o nascimento, por amamentação dos recém-nascidos. A segunda refere aos efeitos danosos que os desreguladores endócrinos podem causar mesmo em baixas concentrações, principalmente por atuarem nos tecidos-alvo celulares como resultado da ligação a uma pequena proporção de receptores disponíveis (PALANZA, 2016).

Nesse contexto, esses fenômenos fisiológicos que ocorrem em animais e humanos podem ser alterados ou intensificados por ações endócrinas externas. São várias as pesquisas que têm apontado alterações ou indicam efeitos deletérios sobre diferentes espécies, como Miodovnik et al. (2011) que mostram ainda que a exposição em períodos de gestação pré-natal de mulheres aos interferentes endócrinos pode potencializar o desenvolvimento precoce do cérebro; e Wan et al. (2010) que constataram alterações neurológicas em bebês provocados pelo bisfenol A.

No Brasil, os estudos sobre contaminantes emergentes começou a se fortalecer a partir de 1999 sobre a presença de resíduos de fármacos (diferentes anti-inflamatórios, analgésicos e antilipêmicos) em água potável e rios de captação, como o rio Paraíba de Sul, na Baía de Guanabara e também, em afluentes e efluentes de ETEs e em amostras de água de abastecimento público (STUMPF et al., 1999).

Arancio et al. (2019) observaram que exposição precoce de embriões de *Xenopus laevis* ao Bisfenol A (BFA), Bisfenol AF (BFAF), di-n-butil ftalato (DBP) ou estradiol prejudicou tanto a fertilização quanto o desenvolvimento dessa espécie, constatando ainda que a ordem de potência a toxicidade foi BPAF > BPA > estradiol > DBP.

Diante disso, na Tabela 7 observam-se a faixa de concentração de alguns fármacos e desreguladores endócrinos detectados em águas brasileiras. Lima et al. (2017) apontam para a evidência da presença, tanto em águas naturais, quanto em tratadas de uma grande gama de compostos com características diferentes, como medicamentos, hormônios naturais, sintéticos, e produtos industriais, principalmente os plastificantes.

Tabela 7 - Concentração de fármacos e desreguladores endócrinos detectados em águas brasileiras.

Composto	Mín.-Máx. (ng L <sup>-1</sup> )	Média±SD (ng L <sup>-1</sup> )	N	Tipo de água	Ref
Ampicilina	<0,45**	0,45±0,0	1	AB	6
Amoxicilina	<0,46**-8,9	4,70±4,2	2	AB	6
Bisfenol - A	<1,20*-1.301,6	25,00±2011,0	41	AB	1 a 4, 7
	<1,20*-2.549,1	3,30±754,4	10	AT	1, 12
Ciprofloxacina	<0,41**-2,5	1,50±1,05	2	AB	6
Diclofenaco	0,14-400,0	11,10±102,1	18	AB/ED	1 a 5, 11
	<4,9*-330,6	21,50±117,2	6	AT	1
Etinilestradiol	0,29-4.390,0	21,00±1254,8	28	AB	1, 3, 4, 7, 8
	<4,60*-623,0	13,60±227,5	6	AT	1
Estriol	<0,60-67,4	2,30±17,9	13	AB	1, 3, 8, 9
	<2,10*-97,4	30,70±40,4	4	AT	1
Estrona	<0,30*-78,1	4,70±21,4	19	AB	1 a 4, 8, 11
	<4,70*-70,1	12,30±26,8	6	AT	1
Ftalato de dietila	5,00-410,9	208,0±203,0	2	AB	10
Ibuprofeno	0,02*-4155,5	7,3±1.030,3	15	AB	1 a 5, 11
	<0,66*-16,9	8,5±7,9	6	AT	1
Sulfametoxazol	<0,80**-1.826,3	1,5±603,1	8	AB	1, 4, 6
	<1,10*-2.592,6	1,1±1.122,1	4	AT	1
Tetraciclina	<2,50**-11,0	6,8±4,3	2	AB	6
Tricosan	<0,70*-66,0	0,7±22,5	13	AB	11
17β-Estradiol	<0,60-6.806,0	33,9±1.693,5	28	AB	7, 8, 10
	<4,40*-43,5	10,8±16,9	6	AT	1

\*Limite de detecção; \*\*limite de quantificação; AB: água bruta; AT: água tratada. ED: esgoto doméstico; 1: Fonte: Dias (2014); 2: Sanson (2012); 3: Quaresma (2014); 4: Rodrigues et al. (2012); 5: Stumpf et al. (1999); 6: Locatelli, Sodré e Jardim (2011); 7: Sodré et al. (2007); 8: Sodré et al. (2010); 9: Bergamasco et al. (2011); 10: Moreira et al. (2011); 11: Montagner e Jardim (2011); 12: Jardim et al. (2012).

Em estudos nos rios Pirai e Jundiá, no estado de São Paulo, Brasil, Sousa et al. (2014) determinaram a presença de 11 contaminantes orgânicos, sendo eles atenolol, cafeína, carbamazepina, diclofenaco, ibuprofeno, naproxeno, propranolol, triclosan e os hormônios

estrona,  $17\beta$ -estradiol e  $17\alpha$ -etinilestradiol. Apenas os hormônios  $17\beta$ -estradiol e  $17\alpha$ -etinilestradiol não foram detectados nas amostras do rio Jundiaí. Com exceção da cafeína que registrou concentração máxima de  $19.326 \text{ ng L}^{-1}$ , as concentrações variaram de  $3,62 \text{ ng L}^{-1}$  para o propranolol a  $659 \text{ ng L}^{-1}$  para a carbamazepina.

## **2.7 Dinâmica de desreguladores endócrinos e fármacos em sistemas de tratamento de águas residuárias**

O consumo crescente de fármacos e produção de desreguladores endócrinos por animais apresentam fontes crescentes de poluição sobre as diversas matrizes ambientais e, portanto, se fortalecendo com agravante sobre a qualidade ambiental (SARKAR et al., 2018)

Essas condições são agravadas em função das características de dimensionamentos das estações de tratamentos de águas residuárias, que priorizam a remoção de matéria orgânica e, em partes, de nutrientes, além disso, muitos compostos emergentes apresentam características recalcitrantes, dificultando sua degradação microbiológica, podendo ainda gerar, após quebra de suas moléculas originais, compostos conjugados com potenciais carcinogênicos e de alteração fisiológica, hormonal, de estrutura sexual e comportamental em diversas espécies aquáticas ou de solos (SOPHIA; LIMA, 2018; SELLAOUI et al., 2017; GARCÍA-RODRÍGUEZ et al., 2014).

Segundo Widyasari-Mehta et al. (2016), os efluentes gerados nas atividades agroindustriais, a exemplo das granjas de suinocultura, podem apresentar elevadas cargas de produtos farmacêuticos comparados aos esgotos urbanos (GARCÍA GALÁN et al., 2012), uma vez que poderão ser administrados maiores volumes de fármacos em função do número considerável de animais em confinamento (EUROSTAT, 2017; IBGE, 2017).

Diferentes concentrações de estrona,  $17\beta$ -estradiol, estriol e  $17\alpha$ -etinilestradiol, tetraciclina, lincomicina e sulfametoxazol foram encontradas em águas residuárias de estações de tratamento de esgotos domésticas e agroindustriais de países como a Coreia do Sul, França, Eslovênia, Holanda, Estados Unidos, Portugal e Brasil (HOUTMAN et al., 2018; ODIZE et al., 2017; PLAHUTA et al., 2017; SCHRÖDER et al., 2016; AQUINO et al., 2013; AURIOL et al., 2006). Cao et al. (2010) verificaram a presença de estrona,  $17\beta$ -estradiol e  $17\alpha$ -etinilestradiol em esgotos domésticos de seis unidades de tratamento na Austrália.

Não só em esgotos domésticos, mas também em dejetos da suinocultura, as substâncias estrona,  $\alpha$ -estradiol,  $\beta$ -estradiol e estriol foram observadas (ADEEL et al., 2017). Após

tratamento aeróbio dos dejetos, estas foram parcialmente removidas da fase líquida, porém, se apresentam no lodo gerado no processo de tratamento (COMBALBERT et al., 2012). Rodriguez-Navas et al. (2013) verificaram que praticamente a metade dos esteroides hormonais observados nos dejetos suínos tratados em biodigestores eram estrogênio ( $667 \text{ ng g}^{-1}$ ). Destes,  $593 \text{ ng g}^{-1}$  eram estrona,  $50 \text{ ng g}^{-1}$   $17\beta$ -estradiol e  $24 \text{ ng g}^{-1}$   $17\alpha$ -estradiol. Foram observadas ainda elevadas concentrações de andrógenos ( $258 \text{ ng g}^{-1}$ ) e progesterona ( $321 \text{ ng g}^{-1}$ ).

Feng et al. (2017) observaram remoções de 98, 36 e 99% de sulfametoxazol, claritromicina e eritromicina, respectivamente, em estudos de digestão anaeróbia de suíno após 40 dias em teste de bancada. Chen et al. (2017) observaram variações entre 25,9 a  $572 \text{ ng L}^{-1}$  nas concentrações de sulfonamidas, diaminopirimidas, fluoroquinolonas e tetraciclinas em água residuária de suinocultura após tratamentos com filtros biológicos anaeróbio e aeróbio, resultando em remoções acima de 70%.

Além disso, as grandes preocupações da presença destes desreguladores endócrinos e antibióticos residuais nas águas são associados aos potenciais efeitos adversos para a saúde humana (Cheng et al., 2018), animal e de organismos aquáticos, como os peixes (ZHONG et al., 2018; HECKER; HOLLERT, 2011).

Essas evidências e constatações têm proporcionado e otimizado, atualmente, a realização de diversas pesquisas mais detalhadas quanto o desenvolvimento de metodologias para remoções eficientes destes compostos emergentes em águas superficiais e águas residuárias agroindustriais, a exemplo da remoção de desreguladores endócrinos e alguns fármacos de águas por processos de microfiltração seguida de osmose reversa (DERAKHSHAN et al., 2018; AL-RIFAI et al., 2011), processos oxidativos avançados (RAHMANI et al., 2018), lodos ativados (ARMSTRONG et al., 2018), reatores biológicos seguidos por processos físicos de microfiltração e osmose reversa (Lee et al., 2008; Chen et al., 2017; ), lodos ativados com ozonização do lodo (NIE et al., 2014), lagoas de estabilização (PESSOA et al., 2014), adsorção em carvão ativado (Fu et al., 2017) e montmorilonita (PARK et al., 2014) e sistemas alagados construídos (LIANG et al., 2018; DORDIO et al., 2017), entre outros métodos.

Apesar de todas estas constatações, principalmente quanto às interferências à saúde humana, apenas algumas das substâncias anteriormente citadas apresentam concentrações máximas estipuladas como padrões de potabilidade (Brasil, 2011a), e nenhuma como padrão de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011b; MINAS GERAIS, 2008). Assim, a preocupação têm se tornado mais intensa em função das estações de tratamento de efluentes no Brasil não adotam como pós-tratamento sistemas físicos, como a microfiltração ou processos oxidativos

avançados, que se configuram como unidades de tratamentos mais eficientes nas remoções dos contaminantes emergentes (AQUINO et al., 2013; AL-RIFAI et al., 2011).

Portanto, faz-se necessário a busca de informações sobre a presença destas substâncias nas matrizes ambientais, principalmente nos efluentes considerados tratados, e os seus efeitos no ambiente (COSTA; TEIXEIRA, 2012). Além disso, é fundamental que se desenvolva eficientes métodos de remoção destas substâncias das diversas matrizes ambientais, principalmente da água, uma vez que não são totalmente elucidados seus danos ao meio ambiente e a saúde humana, e os métodos utilizados na remoção não são amplamente utilizados principalmente em função do custo apresentado.

## **2.8 Mecanismos e fatores envolvidos na remoção dos contaminantes emergentes em estações de tratamento de águas residuárias**

A remoção dos contaminantes orgânicos nas ETEs envolve complexos processos com diversos mecanismos químicos, físicos e biológicos. A eficiência na remoção pode ser comprometida em função das condições operacionais da ETE e composição do esgoto, assim como pelas características físico-químicas do contaminante como hidrofobicidade, biodegradabilidade e volatilidade (SUÁREZ et al., 2008).

Para entender o destino dos fármacos e desreguladores endócrinos em uma ETE, deve-se avaliar os mecanismos de remoção envolvidos no processo, que por sua vez são definidos pelas propriedades físico-químicas das moléculas dos contaminantes emergentes, pelas configurações dos sistemas de tratamento, pelas condições ambientais e pelos parâmetros operacionais aplicados ao sistema de tratamento (VIRKUTYTE et al., 2010).

Dentre estes, Tran et al. (2018) e Bittencourt et al. (2016) afirmam que os dois principais processos responsáveis pela redução da concentração dos fármacos e desreguladores endócrinos na fase aquosa, durante o tratamento de águas residuárias em ETEs, são a biodegradação e a sorção à fase sólida. Corroborando com estas informações Kemper (2018) afirma que o desencadeamento e a intensidade desses processos dependem das propriedades físico-químicas do fármaco, da sua concentração e das características do ambiente.

As principais propriedades dos fármacos e desreguladores endócrinos potencialmente capazes de afetar seu comportamento no ambiente dizem respeito as suas estruturas moleculares, polaridade, constante de dissociação ( $K_a$ ), solubilidade em água, coeficiente de

partição octanol-água ( $K_{ow}$ ), coeficiente de sorção sólido-água ( $K_d$ ) e persistência (BITTENCOURT et al., 2016).

Por outro lado, segundo Evgenidou et al. (2015) e Semblante et al. (2015), as variáveis operacionais de estações de tratamento de águas residuárias que afetam a eficiência de remoção dos contaminantes emergentes são: tempo de detenção hidráulico (TDH) e de sólidos (TRS); e cinética de biodegradação ( $K_{biol}$ ). Além disso, os autores afirmam que também devem ser consideradas as variáveis físico-químicas do meio como, como temperatura, condições redox (aeróbia e anaeróbia); e pH do meio.

### **2.8.1 Sorção: adsorção e absorção**

O termo sorção refere-se ao fenômeno de transferência de massa no qual moléculas passam de uma fase fluida (líquida ou gasosa) e tornam-se associados a uma fase sólida, podendo ser estimada pelo coeficiente de distribuição ou partição sólido-líquido ( $K_d$ ), definido como a relação entre as concentrações de uma substância nas fases líquida e sólida em condições de equilíbrio (SUÁREZ et al., 2008).

Ternes et al. (2004) relacionaram o  $K_d$  a dois mecanismos principais, sendo o primeiro a absorção, que está associada a interações hidrofóbicas de grupos alifáticos e aromáticos de um composto com a membrana celular lipofílica dos microrganismos ou frações lipídicas do lodo, relacionando-se com a lipofilicidade da substância e caracterizada pelo coeficiente  $K_{ow}$  (partição octanol-água); e a adsorção, que refere-se as interações eletrostáticas de grupos químicos carregados positivamente com a carga negativa da superfície dos microrganismos, associando-se, assim, à tendência de uma substância a ser ionizada ou dissociada em fase aquosa, a qual é caracterizada pela constante de dissociação ( $pK_a$ ).

Esse coeficiente é dependente das características da molécula do composto, assim como do tipo de material ao qual o composto será sorvido (no caso das ETE, o lodo ou sólidos provenientes do tratamento). Além disso, está relacionando aos processos de absorção e adsorção (TERNES et al., 2004; SUÁREZ et al., 2008; BRANDT, 2012).

De acordo com Margot et al. (2015), a sorção no lodo ou no material particulado é considerada um importante mecanismo de remoção de substâncias em ETEs, principalmente para substâncias hidrofóbicas ou ionizáveis, ainda mais se não forem facilmente biodegradáveis. Ademais, para cada tipo de lodo (primário ou secundário, floco ou biofilme) gerados em estações convencionais, são observados diferentes comportamentos (BARRET et

al., 2010; MAILLER et al., 2013). A interação eletrostática é influenciada pelo pH do meio (do esgoto), sendo que pequenas variações podem tanto protonar (carga positiva ou neutra) como desprotonar (carga negativa ou neutra) as moléculas dos poluentes, variando assim as suas cargas e interações com o lodo (MARGOT et al., 2015).

Em outros casos, além de se adsorverem no lodo e sólidos provenientes do tratamento de esgoto, os contaminantes emergentes também podem ser adsorvidos por materiais utilizados para o tratamento desses compostos. Uma das formas de remoções dos contaminantes emergentes das unidades de tratamentos de esgotos são os usos de unidades de leitos fixos, como a filtração (PAREDES et al., 2016). Mais que isso, Auvinen et al. (2017) afirmam que o uso de sistemas alagados construídos (SACs) podem ser promotores na remoção dos CEs no ambiente, que apresentam interações entre meio suporte, plantas e microrganismos atuando em condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas.

### **2.8.2 Biodegradabilidade**

A biodegradabilidade ou transformação biológica é um importante processo de remoção de contaminantes emergentes que são hidrofílicos, ou seja, tendem a ficar na fase dissolvida. Normalmente, as concentrações destes poluentes são baixas, da ordem de  $\mu\text{g L}^{-1}$  ou  $\text{ng L}^{-1}$ , o que dificulta a indução para a produção de enzimas ou cofatores para a sua degradação (MARGOT et al., 2015). Segundo Tran et al. (2013) esse é um dos motivos que a biodegradabilidade requer a presença de outros substratos (fontes de carbono e energia) para sustentar a degradação.

De forma mais específica, Margot et al. (2015) ainda afirmam que no processo de biodegradação convencional, os contaminantes emergentes usam os compostos orgânicos como principais substratos para seu crescimento celular e induzem as enzimas para assimilação de reações químicas específicas, processo conhecido como metabolismo. Porém, Tran et al. (2013) afirmam que devido à baixa concentração, esses contaminantes orgânicos não podem ser considerados uma fonte primária de carbono e energia para os microrganismos.

Nas estações de tratamento de águas residuárias a biodegradação dos compostos emergentes pode ocorrer sob diferentes condições redox (aeróbia e anaeróbia e anóxica), sendo que cada condição favorece uma via de degradação, que pode ou não, ser reproduzida em outras estações de tratamento devido à comunidade microbiana estabelecida (SEMBLANTE et al., 2015).



A biodegradação é, muitas vezes, o processo de remoção dominante para alguns contaminantes emergentes (WICK et al., 2009). No entanto, uma determinação exata das taxas de biodegradação é difícil, devido à geração de um grande número de subprodutos de degradação (TERNES et al., 2004).

Margot et al. (2016) ainda ressaltam que no processo de biodegradação, os microrganismos nitrificantes possuem papel extremamente importante na remoção de fármacos, pois ao oxidar o íon amônio em nitrato podem também oxidar metabolicamente os micropoluentes orgânicos devido à presença da enzima amônia mono-oxigenase.

## **2.9 Princípios e tecnologias de tratamentos de águas residuárias**

Segundo Von Sperling (2014), os processos de tratamento dos efluentes pode ser classificado em físico, químico e biológico, de acordo com a natureza do poluente que se deseja remover, e se divide em etapas. Nos sistemas convencionais de tratamentos, configuram-se como preliminares e primários processos físicos que envolvem a remoção de sólidos grosseiros e em suspensão, como por operações de gradeamento, peneiramento, separação de óleos e gorduras, sedimentação, flotação e filtração.

A matéria orgânica dissolvida e/ou remanescentes, das unidades anteriores, podem ser removidas por ação de agentes biológicos, como bactérias, protozoários e fungos, que utilizam esse material como fonte de alimento, convertendo-os, em geral, em gás carbônico, água e material celular, adicionando-se a produção de gases de forma mais intensa quando a biodegradação ocorre em ambiente anaeróbio, como a produção de metano (VON SPERLING, 2014; GERBA; PEPPER, 2009).

São exemplos de reatores que podem atuar como unidades de tratamento secundário: lagoas de estabilização (lagoas facultativas, aeradas facultativas, de alta taxa, de maturação e de polimento); processos de disposição sobre o solo (retenção na matriz do solo, retenção pelas plantas); reatores anaeróbios (filtro anaeróbio, e reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*)); lodos ativados e variantes (lodos ativado convencional e aeração prolongada, fluxo contínuo e intermitente, remoção de carbono e remoção de carbono mais nutrientes); reatores aeróbios com biofilmes (filtros biológicos percoladores de baixa carga, filtros biológicos percoladores de alta carga, biofiltros aerados submersos, biodiscos e variantes).

Os métodos biológicos de tratamento de águas residuárias reproduzem de certa forma, os processos que ocorrem naturalmente em um corpo de água após o lançamento de despejo (VON

SPERLING, 2016), em que a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos puramente naturais, caracterizando assim o fenômeno da autodepuração.

### **2.9.1 Digestão Anaeróbia: UASB**

A indústria suína é caracterizada pela produção intensiva de suínos, o que gera quantidades substanciais de efluentes em pequenas áreas. Este resíduo possui altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e metais com maior potencial poluidor (STEINMETZ et al., 2009). Portanto, novas estratégias de manejo são necessárias quando comparadas com as adotadas atualmente, que são o armazenamento de efluentes e o uso agrícola, especialmente em áreas de alta densidade populacional (KUNZ et al., 2009).

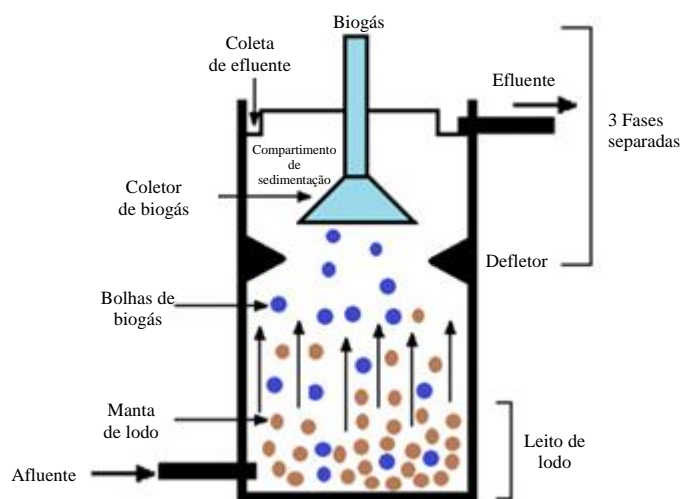
Nas últimas décadas, o interesse pelo conhecimento a respeito do processo de digestão anaeróbia tem crescido de forma considerável no Brasil. Esse tipo de processo biológico de estabilização da matéria orgânica se mostra adequado às condições de clima tropical e demonstra um balanço energético otimizado em relação às tecnologias aeróbias, considerando, ainda, a produção de insumos, como biogás e biofertilizante, e a baixa demanda energética (CHERNICHARO, 2016).

Segundo Campos et al. (2006), a anaerobiose ocorre na ausência de oxigênio e envolve uma série de grupos microbianos que interagem entre si, convertendo a matéria orgânica complexa em metano, dióxido de carbono e outros compostos. A eficiência do processo anaeróbio é, portanto, função de uma série de interações entre diversos grupos de microrganismos, os quais possuem diferentes capacidades digestivas e em que os intermediários metabólicos de um grupo servem como substrato para o desenvolvimento de outros (VAZZOLER, 2006). Depreende-se, portanto, que o processo de digestão anaeróbia é, na verdade, composto por uma série de reações sequenciais e que a velocidade de cada reação influi na velocidade global do processo. As reações mais lentas, principalmente, denominadas limitantes, influirão no retardo ou na aceleração dessa velocidade.

Uma das alternativas tecnológicas anaeróbias é o reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB), o qual é composto por uma manta de lodo e entrada afluyente na parte inferior do reator em movimento ascendente, atravessando uma camada de lodo biológico (Figura 3). O efluente é então encaminhado para um separador de fases (gás-sólido-líquido) enquanto escoar em direção à superfície. A utilização desses reatores apresenta vantagens como baixo custo de implantação, simplicidade operacional, menor geração de lodo, menor consumo

de energia elétrica, dentre outras (CHERNICHARO et al., 2015). Além disso, verifica-se que a maior parte do material orgânico biodegradável presente no despejo é convertida em biogás (cerca de 70 a 90%) e rico em nutrientes disponíveis, que pode ser aproveitado em diversas aplicações (ALVES et al., 2018; APPELS et al., 2008; CHERNICHARO, 2016).

Figura 3 - Desenho esquemático de um reator UASB.



Fonte: Pal (2017).

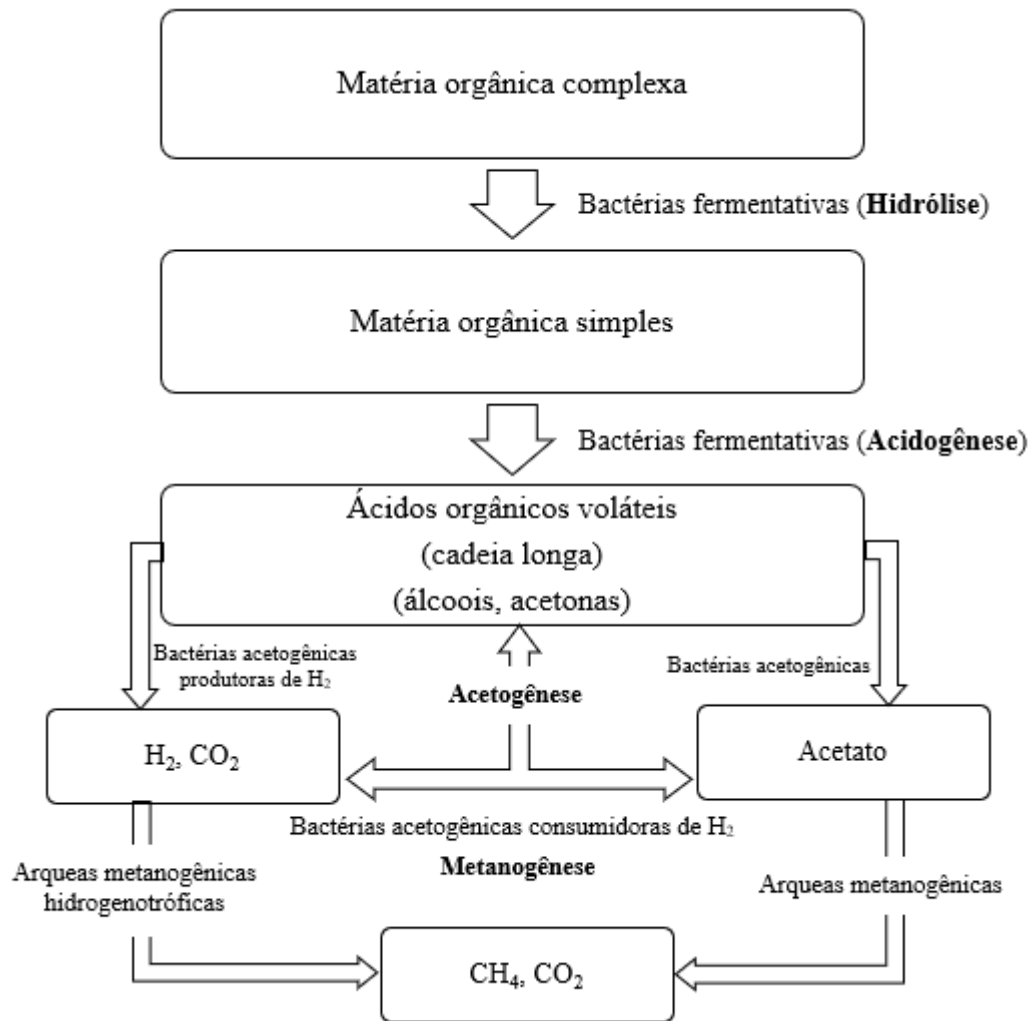
Apesar da grande aceitação e de todas as vantagens inerentes aos reatores anaeróbios tipo UASB, permanece nesses sistemas uma grande dificuldade de produzir, isoladamente, um efluente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental do país. De forma similar à maioria dos processos compactos de tratamento, os reatores UASB, ainda que bem manejados quanto à remoção da matéria carbonácea dos esgotos, não são eficientes na remoção de nutrientes (N e P), eliminação de organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) e efluentes muito recalcitrantes, necessitando, portanto, de uma etapa de pós-tratamento de seus efluentes, como, por exemplo, tratamentos físico-químicos (SILVA; PETTER; SCHNEIDER, 2007).

### 2.9.1.1 Etapas do processo de digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia da matéria orgânica ocorre em quatro etapas microbianas, denominadas como: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 4). Há um consórcio de microrganismos (bactérias acidogênicas, bactérias acetogênicas e arqueias metanogênicas, etc.) que são responsáveis por cada fase do processo e que devem estar em

equilíbrio dentro do sistema para a produção de biogás a partir de materiais orgânicos (KOTHARI et al., 2014).

Figura 4 - Fluxograma do processo de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Lettinga et al. (1996).

A primeira etapa da digestão anaeróbia é a Hidrólise, em que ocorre a decomposição de compostos particulados orgânicos complexos como proteínas, gorduras e carboidratos em substâncias mais simples, tais como aminoácidos, ácidos graxos e açúcares (ROHSTOFFE, 2010), conforme demonstrado na Figura 4. Esta conversão ocorre devido a exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas por reações bioquímicas (ANGELIDAKI et al., 2011). Segundo Karlsson (2014), a rapidez do processo depende do tipo do material utilizado e como este é estruturado.

Na anaerobiose, a hidrólise dos polímeros usualmente ocorre de forma mais lenta, sendo vários os fatores que podem afetar o grau e a taxa em que o substrato é hidrolisado, alterando assim a dinâmica de produção de biogás (VIDAL et al., 2011): temperatura operacional do reator; tempo de residência do substrato no reator; composição do substrato (ex.: teores de lignina, carboidrato, proteína e gordura; tamanho das partículas; pH do meio e concentração de N -  $\text{NH}_4^+$ ; e concentração de produtos da hidrólise (ex.: ácidos orgânicos voláteis).

Chernicharo (2016) relata que os produtos solúveis oriundos da hidrólise são metabolizados no interior das células por metabolismo fermentativo. A maioria dos microrganismos acidogênicos fermenta açúcares, aminoácidos e ácidos graxos, resultando da hidrólise de matéria orgânica complexa, e produzem diversos compostos simples, a exemplo de ácidos orgânicos (principalmente acético, propiônico e butírico), álcoois (etanol), cetonas (acetonas), dióxido de carbono e hidrogênio, além de novas células bacterianas. O mesmo autor ainda afirma que a acidogênese é efetuada por diversos grupo de bactérias fermentativas. Dentre os gêneros mais comuns em reatores anaeróbios estão: *Clostridium*, *Bacteroides*, *Ruminococcus*, *Butyribacterium*, *Propionibacterium*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Streptococcus*, *Pseudomonas* e *Escherichia*.

Na terceira etapa, as bactérias sintróficas acetogênicas são responsáveis pela oxidação da parte orgânica intermediária. Como propionato e butirato, em substrato apropriado para os microrganismos metanogênicos (acetato, hidrogênio e dióxido de carbono), sendo assim denominadas porque a existências delas depende das atividades de microrganismos consumidores de hidrogênio (CHERNICHARO, 2016). Além disso, segundo Salomon (2007) o crescimento bacteriano deste grupo é considerado relativamente lento, tendo uma duplicação mínima de 1,5 a 4 dias e as reações produzidas nesta etapa são mais complexas energeticamente, pois são facilmente interrompidas devido ao acúmulo de gás hidrogênio dissolvido.

A metanogênese, etapa final do processo de degradação anaeróbia de compostos orgânicos, é a responsável direta pela produção de metano e dióxido de carbono. Chernicharo (2016) afirma que em função de sua fisiologia, as arqueias metanogênicas são divididas em dois grupos principais: metanogênicas acetoclásticas, onde o acetato é utilizado como fonte de energia e carbono, promovendo a redução do ácido acético e produzem gás carbônico e metano, podendo ser responsáveis por 60 a 70% de toda produção de metano; e as metanogênicas hidrogenotróficas que utilizam o gás carbônico como fonte de carbono e acceptor de elétrons, e o hidrogênio como fonte de energia (o hidrogênio funciona como um agente redutor).

Diante do exposto, o entendimento sobre a compreensão e efeitos da anaerobiose podem ser observadas na Tabela 8.

Tabela 8 - Parâmetros envolvidos no processo de digestão anaeróbia.

Parâmetro	Valor ideal	Observações
Temperatura (°C)		
Mesofílico	30 - 40	O limite superior da mesófila é a temperatura ideal para uma ótima produção de biogás.
Termofílico	40 - 70	
pH	6,3 - 7,9	Fora desses níveis os microrganismos metanogênicos não se desenvolvem.
Alcalinidade (mg L <sup>-1</sup> CaCO <sub>3</sub> )	1000 a 5000	Neutraliza as variações de acidez do resíduo.
Acidez Volátil (mg L <sup>-1</sup> CH <sub>3</sub> COOH)	500 a 2000	Concentrações mais altas inibirão o acetato e a produção de biogás.
Acidez/Alcalinidade (AV/AT)	0,1 a 0,5	Representa estabilidade para processos anaeróbios, valores superiores representam acúmulo de ácidos nos reatores.
C/N	20 a 30	Relação mais elevadas levam ao consumo de N pelas metanogênicas, reduzindo a produção de metano.
Carga orgânica (kgSV m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )		
Mesofílico	0,4 a 6,4	Os microrganismos se inibem se a carga orgânica for muito elevada
Termofílico	1,0 a 7,5	
TRH (dias)	9 a 95	Varia em função do substrato, temperatura e o tipo do sistema de digestão

Fonte: Adaptado de Pecora (2006), Amani et al. (2010), Perovano; Formigoni (2011) e Cabbai et al. (2013).

### 2.9.2 Filtro Biológico Aerado Submerso

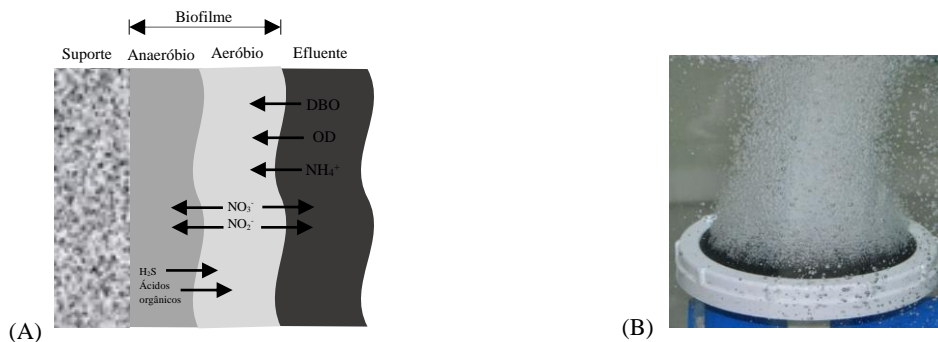
Chernicharo (2016) descreve o filtro biológico aerado submerso (FBAS) como um tanque preenchido com material poroso, através do qual o esgoto e o ar fluem permanentemente. Uma vez que o meio suporte é mantido imerso, os biofiltros são considerados reatores trifásicos. A fase sólida é composta pelo meio suporte e pelos microrganismos nele aderidos, a fase líquida é o próprio afluyente que percola pelo meio poroso e a fase gasosa engloba os gases produzidos nos processos de biodegradação e a aeração artificial.

O emprego do biofilme aderido a um meio suporte traz grandes vantagens. Segundo Nicoletta et al. (2000) o biofilme aderido ao meio suporte promove uma alta velocidade de sedimentação da biomassa, otimizando a clarificação do efluente, assim, a exemplo do filtro fluidizado, o meio filtrante e o biofilme aumenta a área superficial para a transferência de massa, resultando em uma alta capacidade de conversão da matéria orgânica.

Segundo von Sperling (2014) a escolha do material suporte influencia o desempenho dos biofiltros, pois, conforme a Figura 5A, a aderência acontece predominantemente por interações célula-célula, pelos polímeros produzidos pelas bactérias na superfície e pela composição do material. Deve-se optar, então, por materiais biológica e quimicamente inertes, estruturalmente resistentes, leves e baratos (GONÇALVES et al., 2001).

Outro fator de grande importância tanto energética quanto operacional, de acordo com Gonçalves et al. (2001) é o sentido de escoamento hidráulico (ar e água), no qual determinam as principais características operacionais de um FBAS, influenciando diretamente nos seguintes pontos: retenção de SS, transferência gás - líquido de  $O_2$ , evolução da perda de carga hidráulica, tipo de lavagem, gastos energéticos e a produção de odores. Na Figura 5B é exposto um exemplo de difusor de ar, suporte para introdução e distribuição uniforme de ar nos FBAS.

Figura 5 - Perfil de biofilme em meio suporte (A) e exemplo de difusor de ar (B).



Fonte: (A) Von Sperling (2014); (B) Biomicrobe Teknologi Indones.

No Brasil, a configuração em série de reatores UASB e FBAS tem sido utilizada como solução para o tratamento de esgotos em municípios de pequeno e médio porte. Novos biofiltros, mais simplificados que os modelos da Europa, surgidos no Brasil geram ETES compactas, com custos reduzidos de implantação, operação e manutenção, e apresentam menor consumo energético e produção de lodo (GONÇALVES et al., 2001).

Diante disso, a facilidade de operação é otimizada quando se projeta um sistema direto de aeração em FBAS, sendo estes compostos por sopradores e tubulações para o transporte de

ar. Outra opção é a utilização de uma câmara de saturação, na qual o esgoto e o ar são mantidos sob pressão por alguns minutos, aumentando a solubilidade do ar no meio líquido (FONTANA, 2007).

### **2.9.3 Sistemas Alagados Construídos (SACs)**

Em diversas partes do mundo existem sistemas ecológicos que passam a maior parte do ano saturados com água. Estes ambientes são chamados de chamados de *wetlands*, que vem do inglês *wet*, molhado, *lands*, terra. Estes alagados ou brejos são sistemas que permanecem saturados durante parte ou em todo o tempo, sendo, nessas condições, um dos mais produtivos ecossistemas do planeta. Em virtude da capacidade de transformação de poluentes ou pela absorção de nutrientes essenciais pelas plantas, possibilitam melhorias na qualidade de águas poluídas e mesmo das águas residuárias lançadas em cursos d'água que drenem por essas áreas (KADLEC; WALLACE, 2009; FONDER; HEADLY, 2013; MATOS et al., 2015).

Estabelecendo-se que nesses sistemas naturais não é recomendado o lançamento de águas residuárias, uma vez que podem alterar as configurações ecológicas e, conseqüentemente, causar sérios riscos da qualidade da água, tornou-se necessário a ação de medidas. Dentre estas, passou-se a adotar unidades artificiais que simulem as condições do ecossistema alagado natural, tendo-se, contudo, controle do processo e dos riscos de contaminação ambiental. Os sistemas criados artificialmente para simular os "brejos" e proporcionar o tratamento controlado e otimizado de águas residuárias (FONDER; HEADLY, 2013; VYMAZAL; KROPFLOVÁ, 2008) foram denominados Sistemas Alagados Construídos (SACs) ou *Wetlands* Construídos, no caso de se optar por manter parte do termo sem tradução para o português (MATOS et al., 2015).

Nos SACs a utilização de plantas no tratamento de águas residuárias representa uma alternativa tecnológica emergente, eficiente, de estética agradável e com baixos custos energéticos e que está se revelando uma boa opção aos sistemas convencionais mecanizados (WU et al., 2017; ZHANG et al. 2017; ALMEIDA et al., 2005).

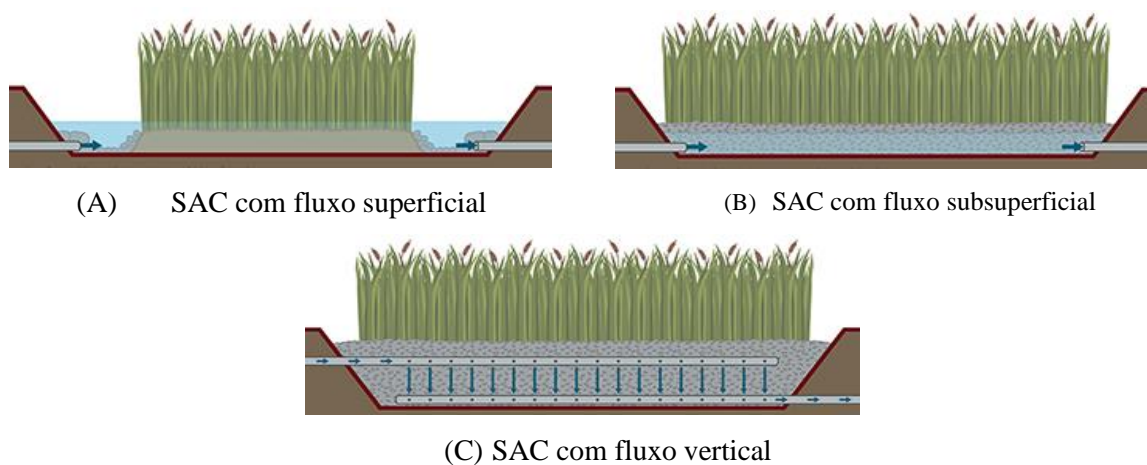
Como benefícios da utilização de SACs podem ser citados também a fácil construção e manutenção simples, nos quais pode ser produzida massa verde, a ser potencialmente utilizada na alimentação animal ou outros produtos agrícolas de interesse comercial, além de constituir parte da harmonia paisagística (MAFONGOYA; JIRI, 2016; de LA VARGA et al., 2013; MATOS et al., 2010).



Todos esses fatores fazem com que seja um dos mais promissores sistemas para tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades e naqueles descentralizados, como em condomínios e áreas rurais, com grande disponibilidade de área (KANTAWANICHKUL; WANNASRI; 2013). Luederitz et al. (2001) apresentaram um estudo demonstrativo da redução nos custos do tratamento de águas residuárias com a implantação de SACs na Alemanha, enquanto Vymazal (2011) apresenta a utilização dessas unidades em todo o planeta.

Segundo Matos e Matos (2017), os SACs podem ser classificados quanto à posição/direção do escoamento proporcionado à água residuária, como fluxo superficial (SACs – ES), de fluxo horizontal subsuperficial (SACs - FHSS) e de fluxo vertical (SAC – FV), diferenciando-se entre si quanto aos objetivos de tratamentos (Figura 6).

Figura 6 - Sistemas alagados construídos com escoamento superficial, SAC – ES (A), com fluxo subsuperficial, SAC – FHSS (B), sistema alagado construído com fluxo vertical, SAC- FV (C).



Fonte: Biohabitats

Quando o SAC é de fluxo superficial (Figura 6A), podem ser utilizadas plantas flutuantes, submersas ou emergentes. Nessa configuração de escoamento, o efluente tem sua matéria orgânica removida pelos processos de sedimentação, filtração, adsorção e precipitação. Seu uso mais comum se dá na forma de lagoas de polimento, as quais são usadas no tratamento complementar de efluentes que já passaram pelo tratamento secundário e terciário. A principal vantagem desse tipo de SAC é que a sua aplicabilidade em regiões com diferentes climas, operando tanto em regiões de clima quente, como em regiões de clima frio (KADLEC; WALLACE, 2009).

Nos SACs exercendo fluxo horizontal subsuperficial e escoamento vertical (Figura 6B e 6C), como a água escoar subsuperficialmente em substrato poroso, as espécies vegetais cultivadas são emergentes ou helófitas. Essas espécies se caracterizam por estarem enraizadas num substrato saturado, permanecendo a parte aérea livre para a realização da fotossíntese; por consequência, apresentam grande produção de biomassa (MATOS; MATOS, 2017)

No sistema em que o tratamento se dá por escoamento vertical (Figura 6C), o efluente é distribuído na face superior da camada suporte com vegetação, desse modo ocorre a percolação pela camada de areia e pedregulho, entrando em contato com a zona de raízes, a qual propiciará o tratamento. Tal configuração apresenta alta eficiência na oxidação da amônia (KADLEC; WALLACE, 2009).

Entre os componentes dos SACs, destacam-se as macrófitas, que formam uma das comunidades mais produtivas no ambiente aquático, desempenhando importante papel na dinâmica dos nutrientes. Além da alta produtividade de sua biomassa, elas favorecem processos microbiológicos e bioquímicos para a decomposição da matéria orgânica, mineralização de nutrientes e remoção de patógenos, bem como funcionam como intermediárias em processos físicos e químicos como filtração, adsorção, precipitação e sedimentação (LIU et al., 2018; RUPPELT, 2018; SHELEF; GROSS; RACHMILEVITCH, 2013). Apesar de controvérsias em relação à contribuição, autores como Hua et al. (2014) e Matos et al. (2015), entre outros, têm demonstrado que a planta e seu sistema radicular também são importantes para o aumento do tempo de vida útil das unidades, pela atenuação do progressivo processo de obstrução do meio poroso.

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em SACs, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que ocorrem no sistema. Dentre as espécies mais utilizadas, estão a taboa (*Typha* sp.), bulrush (*Scirpus* sp.), caniço (*Pragmites* sp.), papiro (*Cyperus papyrus*), capim-tifton 85 (*Cynodon* sp.) entre outras. Com exceção da última, as demais espécies, contudo, não tem muita aplicação na alimentação animal. Muitas vezes, crescem nos sistemas e se decompõe, devolvendo aos sistemas muitos nutrientes que foram removidos. (NSOR et al., 2019; MATOS et al., 2018; GIKAS; VRYZAS; TSIHRINTZIS, 2018).

No Brasil, as atuais tecnologias utilizadas para tratamentos de águas residuárias tem usualmente envolvido uma primeira etapa com reatores anaeróbios, seguida por uma de pós-tratamento/polimento, como o trabalho desenvolvido por Sousa et al. (2004), que observaram durante três anos de monitoramento o desempenho de SAC-FHSS recebendo efluente de reator

tipo UASB, no Nordeste do Brasil, proporcionou remoções de DQO entre 70 a 86%, de 66 a 86% para NTK e  $P_T$ , respectivamente.

Resultados obtidos por Mbuligwe (2004), na Tanzânia, demonstraram que SACs horizontais subsuperficiais cultivados com *Typha* podem efetivamente remover fósforo, sulfato, amônia e DQO de esgoto doméstico pré-tratado em reatores UASB. As remoções médias alcançadas nas unidades foram de 69 a 75% para fósforo, 72 a 77% para sulfato, 74 a 75% para amônia e 75 a 79% para DQO. Kaseva (2004), estudando o desempenho de um SAC-FHSS como pós-tratamento de reator UASB, também na Tanzânia, obteve eficiência de remoção de DQO de 61% (*Typha* sp).

O uso das unidades de SAC na remoção dos contaminantes emergentes apresentam variabilidade em função não somente da qualidade da água residuária, mas também do meio suporte e capacidade de fornecimento de oxigênio pelas macrófitas, condição que torna os SACs de fluxo vertical com maior propensão a remoção de compostos orgânicos emergentes em relação aos se fluxo subsuperficial (OLIVEIRA et al., 2019; MATAMOROS et al., 2017).

Nesse sentido, Matamoros et al. (2009) relataram que os SACs de subsuperficial em larga escala, usados como tratamento secundário, foram capazes de remover compostos farmacêuticos como ibuprofeno e naproxeno (50% em média), mas não diclofenaco, carbamazepina ou clofibril (<20%). Zhang et al. (2018) afirmam que os fatores que contribuem para a redução de poluentes emergentes são a adsorção pelo substrato e a degradação microbiana em áreas úmidas construídas. Além disso, a absorção de plantas pode ser um dos fatores que fazem com que os sistemas CW removam os compostos.

Verlicchi et al. (2013) constataram remoção de compostos farmacêuticos entre -27 e 89%, com média de 17% em SAC de fluxo subsuperficial utilizado como pós-tratamento de lodo ativado convencional tratando esgoto doméstico. Portanto, estes resultados indicam que ainda é preciso conhecer e otimizar os mecanismos responsáveis pela estabilização de compostos emergentes, reduzindo, assim, as possibilidades de contaminação de corpos hídricos

### **3 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

As condições atuais de consumo têm intensificado a produção de águas residuárias de suinocultura com elevadas cargas orgânicas, nutricionais e de contaminantes emergentes, sendo imprescindível implantações de unidades de tratamento para obtenção de um efluente final de melhor qualidade;

A compreensão dos mecanismos de atuação e remoção dos contaminantes emergentes fortalecem tomada de decisão sobre os tipos de tratamentos empregados, reduzindo a possibilidade de contaminação de ecossistemas aquáticos;

O uso de reatores FBAS e SAC - FHSS utilizados como unidades sequenciais de reatores anaeróbios apresentam possibilidades de remoções consistentes de contaminantes emergentes presentes em águas residuárias agroindustriais.

## REFERÊNCIAS

ADEEL, M.; SONG, X.; WANG, Y.; FRANCIS, D.; YANG, Y. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. **Environmental International**, v. 99, p. 107-119, 2017.

ADEEL, M.; SONG, X.; WANG, Y.; FRANCIS, D.; YANG, Y. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. **Environmental International**, v. 99, p. 107-119, 2017.

AGÊNCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS - EPA -. 2010 Endocrine Disruptor Screening Program: second list of chemicals for tier 1 screening. Disponível em: <<https://www.regulations.gov/document?D=EPA-HQ-OPPT-2009-0477-0074>>. Acesso em: 12 set. 2016.

AGERGAARD, J.; RACOLI, C.; STEEL, G.; ØRTENBLAD, S. B. Revisiting Rural–Urban Transformations and Small-Town Development in Sub-Saharan Africa. **The European Journal of Development Research**, Norwich, v. 31, p. 2-11, 2019.

ALMEIDA, R. A; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.37, n.1, p.1-9, 2007.

AL-RIFAI, J.H.; KHABBAZ, H.; SCHÄFER, A.I. Removal of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in a water recycling process using reverse osmosis systems. **Separation and Purification Technology**, Plymouth, v.77, p.60-67, 2011.

ALVES, P. F. S.; SANTOS, S. R.; KONDOM. K.; ARAÚJO, E. D.; OLIVEIRA, P. M. Fertirrigação do milho com água residuária sanitária tratada: crescimento e produção. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 5, p. 833-839, 2018.

AMANI, T.; NOSRATI M.; SREEKRISHNAN, T. R. Anaerobic digestion from the viewpoint of microbiological, chemical, and operational aspects - a review. **Environmental Reviews**, n. 18, p. 255-278, 2010.

AMOR, C.; MARCHÃO, L.; LUAS, M. S.; PERES, J. A. Application of Advanced Oxidation Processes for the Treatment of Recalcitrant Agro-Industrial Wastewater: A Review. **Water**, Bazel, v. 11, p. 2-19, 2019.

ANGELIDAKI, I. KARAKASHEV, D.; BATSTONE, D. J.; PLUGGE, C. M.; STAMS, A. J. Biomethanation and its potential. **Methods Enzymol**, v. 494, n. 16, p. 327-351, 2011.

ANUÁRIO 2019 DA SUINOCULTURA INDÚSTRIAL. Conjuntura Otimista. Disponível em: <https://www.suinoculturaindustrial.com.br/edicao>. Acesso em: 04 de mar de 2019.

APPELS, L., BAEYENS, J., DEGRÉVE, J., DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, 34, 755-781

AQUINO, S.F.; BRANDT, E.M.F.; CHERNICHARO, C. A. L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto: revisão da literatura. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 3, p. 187-204, 2013.

ARANCIO, A. L.; COLE, K. D.; DOMINGUEZ, A. R.; COHENOUR, E. R.; KADIE, J.; MALONEY, W. C.; SONYA, C. C.; SCHUH, S. M. Bisphenol A, Bisphenol AF, di-n-butyl phthalate, and 17 $\beta$ -estradiol have shared and unique dose-dependent effects on early embryo cleavage divisions and development in *Xenopus laevis*. **Reproductive Toxicology**, v. 84, p. 65-74, 2019.

ARMSTRONG, D. L.; LOZANO, N.; RICE, C. P.; RAMIREZ, M.; TORRENTS, A. Degradation of triclosan and triclocarban and formation of transformation products in activated sludge using benchtop bioreactors. **Environmental Research**, Amsterdam, v. 161, p. 17-25, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEÍNA ANIMAL – ABPA. Relatório Anual de 2018. 2018. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>. Acesso em: 22 de fev. de 2019.

AURIOL, M.; FILALI-MEKNASSI, Y.; TYAGI, R.D.; ADAMS, C.D.; SURAMPALLI, R.Y. Endocrine disrupting compounds removal from wastewater, a new challenge. **Process Biochemistry**, v.41, p.525-539, 2006

AUVINEN, H.; HAVRAN, I.; HUNAU, L.; VANSEVEREN, L.; GEBHADT, W.; LINNEMANN, V.; OIRSCHOT, D. V.; LAING, G. D.; ROUSSEAU, D. P. L. Removal of pharmaceuticals by a pilot aerated sub-surface flow constructed wetland treating municipal and hospital wastewater. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 157-164, 2017.

BAIRD, C. 2002. **Química Ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 622 p

BARRET, M.; CARRÈRE, H.; LATRILLE, E.; WISNIEWSKI, C.; PATUREAU, D. Micropollutant and sludge characterization for modeling sorption equilibria. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 3, pp. 1100-1106, 2010.

BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; NEVES, J. C. L.; MATOS, A. T.; SILVA, D. D. Características químicas do solo influenciado pela adição de água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.9, p.47-51, 2005.

BERGAMASCO, A.M.D.D.; ELDRIDGE, M.; SANSEVERINO, J.; SODRE, F.F.; MONTAGNER, C.C.; PESCARA, I.C.; JARDIM, W.F.; UMBUZEIRO, G.A. Bioluminescent yeast estrogen assay (BLYES) as a sensitive tool to monitor surface and

drinking water for estrogenicity. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 11, p. 3288-3293, 2011.

BINA, B.; MOHAMMADI, F.; AMIN, M. M.; POURZAMANI, H. R.; YAVARI, Z. Determination of 4-nonylphenol and 4-tert-octylphenol compounds in various types of wastewater and their removal rates in different treatment processes in nine wastewater treatment plants of Iran. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 26, p. 183-190, 2018.

BITTENCOURT, S.; AISSE, M. M.; SERRAT, B. M.; AZEVEDO, J. C. R. Sorção de compostos orgânicos emergentes em lodo de esgoto. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 21, p. 43-53, n. 1, 2016.

BOBERG, J.; AXELSTAD, M.; SVINGER, T.; MANDRUP, K.; CHRISTIANSEN, A. M.; VINGGAARD, A. M.; HASS, U. Multiple endocrine disrupting effects in rats perinatally exposed to butylparaben. **Toxicological Sciences**, v. 152, p. 244-256, 2016.

BORGES, M. E.; SIERRA, M.; MÉNDEZ-RAMOS, J.; ACOSTA-MORA, P.; RUIZMORALES, J. C.; ESPARZA, P. Solar degradation of contaminants in water: TiO<sub>2</sub> solar photocatalysis assisted by up-conversion luminescent materials. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, v. 155, p.194-201, 2016.

BRANDT, E.M.F. **Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de pós-tratamento)**. 128 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (MG), Brasil, 2012.

BRANDT, E.M.F.; QUEIROZ, F.B.; AFONSO, R.J.C.F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO. C.A.L Behaviour of pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in simplified sewage treatment systems. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 718-726, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da União, Brasília, n. 92, p. 89, maio 2011b.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, n. 239, p.39, 2011a.

BRONOWICKA-KŁYS, D. E.; LIANERI, M.; JAGODZIŃSKI, P. P. The role and impact of estrogens and xenoestrogen on the development of cervical cancer. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, v. 84, p. 1945-1953, 2016.

CABBAI, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, n. 7, p. 1626–1632, 2013.

CALIMAN, F.A. E GAVRILESCU, M. Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine Disrupting Agents in the Environment – A Review. **Clean-Journal**. v. 37, p. 277–303, 2009.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R. DO; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 30, p. 140-147, 2006.

CAO, L. P.; ZHOU, T.; LI, Z. H.; WANG, J. J.; TUAN, J.; RUAN, R.; LIU, Y. H. Effect of combing adsorption-stripping treatment with acidification on the growth of *Chlorella vulgaris* and nutrient removal from swine wastewater. **Bioresources Technology**, v. 263, p. 10-16, 2018.

CAO, Q.; YU, Q.; CONNELL, D.W. Fate simulation and risk assessment of endocrine disrupting chemicals in a reservoir receiving recycled wastewater. **Science of the Total Environment**, v.408, p.6243-6250, 2010.

CEARÁ. Resolução COEMA nº 2 de 2 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 21 de fevereiro de 2017. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>>. Acesso em: 17 set. 2019.

CECCONET, D.; MOLOGNONI, D.; CALLEGRI, A.; CAPODAGLIO, A. G. Biological combination processes for efficient removal of pharmaceutically active compounds from wastewater: A review and future perspectives. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, p. 3590-3603, 2017.

CHEN, J.; LIU, Y.S.; SHANG, J.N.; YANG, Y.Q.; HU, L.X.; YANG, Y.Y.; ZHAO, Z.L.; CHEN, F.R.; YING, G. G. Removal of antibiotics from piggery wastewater by biological aerated filter system: Treatment efficiency and biodegradation kinetics. **Bioresource Technology**, Barking, v. 238, p. 70-77, 2017.

CHEN, J.; LIU, Y-S.; DENG, W-J.; YING, G-G. Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 359-365, 2019.

CHENG, D.; NGO, H.; GUO, W.; CHANG, S.; NGUYEN, D.; KUMAR, M.; DU, B.; WEI, Q.; WEI, D. Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment processes in swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 263, p. 642-653, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. 2. ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: DESA – UFMG, 2016. 379 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, p. 649-679, 2015.

CHIU, M. C.; HUNT, L.; RESH, V. H. Climate-change influences on the response of macroinvertebrate communities to pesticide contamination in the Sacramento River, California watershed. **Science of The Total Environment**, v. 554, p. 53-63, 2017.

COMBALBERT, S.; BELLET, V.; DABERT, P.; BERNET, N.; BALAGUER, P.; HERNANDEZ-RAQUET, G. Fate of steroid hormones and endocrine activities in swine manure disposal and treatment facilities. **Water Research**, v. 46, p. 895-906, 2012.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. Safras. 2018. Disponível em: <<https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/index.php/safras?view=default>>. Acesso em: 22 de fev. de 2019.

COPPENS, L. J. C.; VAN GILS, J. A. L.; TER LAAK, T. L.; RATERMAN, B. W.; VAN WEZEL, A. P. Towards spatially smart abatement of human pharmaceuticals in surface waters: defining impact of sewage treatment plants on susceptible functions

COSTA, C.; TEIXEIRA, J.P. Efeitos genotóxicos dos pesticidas. **Revista de Ciências Agrárias**, v.35, n.2, p.19-31, 2012.

CSABA, G. Immunoendocrinology: faulty hormonal imprinting in the immune system. **Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica**, v. 61, p. 89-106, 2014.

CSABA, G. The immuno-endocrine system: hormones, receptors and endocrine function of immune cells. The packed-transport theory. **Advances in Neuroimmune Biology**, v. p. 71-85, 2011.

CSABA, G.; KOVÁCS, P.; PÁLLINGER, E. Immunologically demonstrable hormones and hormone-like molecules in rat white blood cells and mast cells. **Cell Biology International**, v. 28, p. 487-490, 2004.

DE LA VARGA, D.; DÍAZ, M.A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, p.262–269, 2013.

DEBSKI, B. Supplementation of pigs diet with zinc and copper as alternative to conventional antimicrobials. **Polish Journal of Veterinary Sciences**, v.19, n. 4, p. 917–924, 2016.

DELGADO, N.; CAPPARELLI, A.; NAVARRO, A.; MARINO, D. Pharmaceutical emerging pollutants removal from water using powdered activated carbon: Study of kinetics and adsorption equilibrium. **Journal of Environmental Management**, v. 236, p. 301-308, 2019.

DERAKHSHAN, Z.; MOKHTARI, M.; BABAEI, F.; AHMADI, R. M.; EHRAMPOUSH, M. H.; FARAMARZIAN. Removal Methods of Antibiotic Compounds from Aqueous Environments– A Review. **Journal of Environmental Health and Sustainable Development**, Yazd, v. 1, n. 1, p. 43-62, 2016.

DESBROW, C.; ROUTLEDGE, E. J.; BRIGHTY, G. C.; SUMPTER, J. P.; WALDOCK, M. Identification of Estrogenic Chemicals in STW Effluent. 1. Chemical Fractionation and in Vitro Biological Screening. **Environment Science & Technology**, v. 32, n. 11, p. 1549-1558, 1998.

DIAS, R.V.A. **Avaliação da ocorrência de microcontaminantes emergentes em sistemas de abastecimento de água e da atividade estrogênica do estinilestradiol**. 158p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014.



DING, W.; CHENG, S.; YU, L.; HUANG, H. Effective swine wastewater treatment by combining microbial fuel cells with flocculation. **Chemosphere**, v.182, p. 567-573, 2017.

DURSO, L. M.; COOK, K. L. Impacts of antibiotic use in agriculture: what are the benefits and risks?. **Current Opinion in Microbiology**, v.19, n. 37-44, 2014.

EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A-E.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, p. 1-16, 2017.

EKPO, U., ROSS, A.B., CAMARGO-VALERO, M.A., WILLIAMS, P.T. A comparison of product yields and inorganic content in process streams following thermal hydrolysis and hydrothermal processing of microalgae, manure and digestate. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 951-960, 2016.

EKPO, U.; BOOS, A. B.; CAMARGO-VALERO, M. A.; FLETCHER, L. A. Influence of pH on hydrothermal treatment of swine manure: impact on extraction of nitrogen and phosphorus in process water. **Bioresource technology**, Essex, v. 214, p. 637-644, 2016.

ELBANA, T., GABER, H.M., KISHK, F.M. Soil Chemical Pollution and Sustainable Agriculture. In: El-Ramady, H., Alshaal, T., Bakr, N., Elbana, T., Mohamed, E., Belal, AA. (eds). **The Soils of Egypt**. World Soils Book Series. Springer, Cham. 2019. 227p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Cartilha: Gestão de água na suinocultura. 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/documents/1355242/0/Curso+Suinocultura+-+Gest%C3%A3o+da+%C3%81gua+na+Suinocultura.pdf>. Acesso em: 04 de mar de 2019.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA – EPAGRI. Disponível em: <http://www.cepa.epagri.sc.gov.br>. Acesso em: 22 de fev. de 2019.

EUROPEAN COMMISSION. **Integrated pollution prevention and control: food, drink and milk industries**. Sevilla, 2006. 591 p. 2019.

EUROSTAT - European Statistics. Number of Pigs. Eurostat. 2017. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tag00018&plugin=1>. Acesso em: 04 de mar de 2019.

EUROSTAT. Organização Estatística da União Europeia. 2013. Disponível em: <http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&plugin=1&language=en&pcode=ten00>

EVANS, A. E.; MATEO-SAGASTA, J.; QADIR, M.; BOELEE, E.; IPPOLITO, A. Agricultural water pollution: key knowledge gaps and research needs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, Indiana, v. 36, P. 20-27, 2019.

FAIRBAIRN, D.; KARPUZCU, M. E.; ARNOLD, W. A.; BARBER, B. L.; KAUFENBERG, E. F.; KOSKINEN, W. C.; NOVAK, P. J.; RICE, P. J.; SWACKHAMER, D. L. Sources and transport of contaminants of emerging concern: A two-year study of occurrence and spatiotemporal variation in a mixed land use watershed. **Science of the Total Environment**, v. 551–552, p. 605-613, 2016.

FANG, H.; TONG, W.; BRANHAM, W.S.; MOLAND, C. L.; DIAL, S. L.; HONG, H.; XIE, Q.; PERKINS, R.; OWENS, W.; SHEEHAN, D. W. Study of 202 natural, synthetic, and environmental chemicals for binding to the androgen receptor. **Chemical Research in Toxicology**, v. 16, p. 1338-1358, 2003.

FANG, T. Y.; PRAVEENA, S. M.; ARIS, A. Z.; ISMAIL, S. N. S.; RASDI, I. Quantification of selected steroid hormones ( $17\beta$ -Estradiol and  $17\alpha$ -Ethinylestradiol) in wastewater treatment plants in Klang Valley (Malaysia). **Chemosphere**, v. 215, p. 153-162, 2019.

FATTA-KASSINOS, D.; MERIC, S.; NIKOLAOU, A. Pharmaceutical residues in environmental waters and wastewater: current state of knowledge and future research. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, Heidelberg, v. 399, p. 251-275, 2011.

FENG, L.; CASAS, M. E.; OTTOSEN, L. D. M.; MØLLER, H. B.; BESTER, K. Removal of antibiotics during the anaerobic digestion of pig manure. **Science of the total Environment**. v. 603-604, p. 219-225, 2017.

FILHO, M. G.; SOLER, A. L. D.; CASARIL, C. E.; LUMI, M.; REGINATTO, V. P.; KONRAD, O. Análise do consumo de água e do volume de dejetos na criação de suínos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 5, n. 2, p. 64-69, 2015.

FLÖRKE, M.; KYNAST, E.; BÄRLUND, I.; EISNER, S.; WIMMER, F.; ALCAMO, J. Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. **Global Environmental Change**, Londres, v. 23, p. 144-146, 2013.

FONDER, N., HEADLEY, T. **The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification** Fontana, H. **Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica**. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2007.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS - FAO. Global Forest Resources Assessment 2010: Main report. FAO Forestry Paper No. 163. Rome, FAO. [www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf](http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf). 2011. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Managing Systems at Risk. Rome/London, FAO/Earthscan. [www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf](http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e.pdf)

FRIDRICH, B.; KRČMAR, D.; DALMACIJA, B.; MOLNAR, J.; PEŠIĆ, V.; KRAGULJ.; VARGA, N. Impact of wastewater from pig farm lagoons on the quality of local groundwater. **Agricultural Water Management**, v. 135, p. 40-53, 2014.

FROEHNER, S.; MACHADO, K.S.; STEFEN, E.; NOLASCO, M. (2011) Occurrence of sexual hormones in sediments of mangrove in Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 219, n. 1, p. 591-599.

FU, H.; LI, X.; WANG, J.; LIN, P.; CHEN, C.; ZHANG, X.; (MEL)SUFFET, I. H. Activated carbon adsorption of quinolone antibiotics in water: Performance, mechanism, and modeling. **Journal of Environmental Sciences**, Edmonton, v. 56, P. 145-152, 2017.

GARCÍA GALÁN, M.J.; DÍAZ-CRUZ, M.S.; BARCELÓ, D. Removal of sulfonamide antibiotics upon conventional activated sludge and advanced membrane bioreactor treatment. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 404, n. 5, p. 1505-1515, 2012.

GARCÍA, D.; GODOS, I.; DOMÍNGUEZ, TURIEL, BOLADO, S.; MUÑOZ, R. A systematic comparison of the potential of microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia for the treatment of piggery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 276, p. 18-27, 2019.

GARCIA-RODRÍGUEZ, A.; MATAMOROS, V.; FONTÀS, C.; SALVADÓ, V. The ability of biologically based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants—a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 11708-11728, 2014.

GEISSEN, V.; MOL, J.G.J.; KLUMPP, E; UMLAUF, G; NADAL, M.; PLOEG, M.J. V. D.; ZEE, S.E.A.T.M. v. d.; RITSEMA, C.J. Emerging pollutants in the environment: a challenge for water resource management. **International Soil Water Conservation Research**, v. 3, n. 1, p. 57–65, 2015a.

GERBA, C. P.; PEPPER, I. L. (Eds). Wastewater Treatment and Biosolids Reuse. Arizona: Environmental Microbiology, 2009, chapter 4, p. 503-530.

GIKAS, G. D.; VRYZAS, Z.; TSIHRINTZIS, V. A. S-metolachlor herbicide removal in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 339, p. 108-116, 2018.

GOEURY, K.; DUY, S. V.; MUNOZ, G.; PRÉVOST, M.; SAUVÉ, S. Analysis of Environmental Protection Agency priority endocrine disruptor hormones and bisphenol A in tap, surface and wastewater by online concentration liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal Chromatography A**, v. 1, p. 1-12, 2019.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. (Eds). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. cap. 4. p. 171-271.

GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A. C. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v. 61, p. 194-203, 2019.

HAN, Z.; DONG, J.; SHEN, Z.; MOU, R.; ZHOU, Y.; CHEN, X.; FU, X.; YANG, C. Nitrogen removal of anaerobically digested swine wastewater by pilot-scale tidal flow constructed wetland based on in-situ biological regeneration of zeolite. **Chemosphere**, v. 217, p. 364-373, 2019.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v.66, p.133-119, 1997

HE, Y.; WANG, T.; SUN, F.; WANG, L.; JI, R. Effects of veterinary antibiotics on the fate and persistence of 17 $\beta$ -estradiol in swine manure. *Journal of Hazardous Materials*, v. 375, p. 198-205, 2019.

HECKER, M.; HOLLERT, H. Endocrine disruptor screening: regulatory perspectives and needs. **Environmental Sciences Europe**, v.23, n.15, p.1-14, 2011.

HENEWEER, M.; VAN DEN BERG, M.; GEEST, M. C.; JONG, P. C.; BERGMAN, A.; SANDERSON, J. T. Inhibition of aromatase activity by methyl sulfonyl PCB metabolites in primary culture of human mammary fibroblasts. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 202, p. 50-58, 2005.

HOUTMAN, C.; BROEK, R. T.; BROUWE, A. Steroid hormonal bioactivities, culprit natural and synthetic hormones and other emerging contaminants in waste water measured using bioassays and UPLC-tQ-MS. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1492-1501, 2018.

HU, XINJUAN.; MENESES, Y. E.; STRATTON, J.; WANG, J. Acclimation of consortium of micro-algae help removal of organic pollutants from meat processing wastewater. **Journal of Cleaner Production**, Tennessee, v. 214, p. 95-102, 2019.

HUA, G.F.; ZHAO, Z.W.; KONG, J.; GUO, R.; ZENG, Y.T.; ZHAO, L.F.; ZHU, Q.D. Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 21, n. 22, p. 13017-13026, 2014.

HUANG, G-Y.; LIANG, Y-Q.; LIU, Y-S.; SHI, W-J.; LIU, S-S.; HU, L-X.; XIE, L.; YING, G-G. Swine farm wastewater discharge causes masculinization of western mosquitofish (*Gambusia affinis*). **Environment International**, Liverpool, v. 123, p. 132-140, 2019.

IMPEX - Impex Barneveld BV. Disponível em: <https://www.impex.nl/en/knowledge-center/the-importance-of-water-for-pigs>. Acesso em: 27 ag. 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produção Agropecuária – Indicadores. 2017. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Pecuaria/Fasciculo\\_Indicadores\\_IBGE/abate-leite-couro-ovos\\_201702caderno.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201702caderno.pdf). Acesso em: 20 de fev de 2019.

INSTITUTO DE PESQUISA APLICADA – IPEA. O Perfil da Agroindústria Rural no Brasil. 2013. Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriospesquisa/130319\\_relatorio\\_per\\_fil\\_agroindustria.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriospesquisa/130319_relatorio_per_fil_agroindustria.pdf). Acesso: 21 de fev. de 2019.

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

JARDIM, W.F.; MONTAGNER, C.C.; PESCARA, I.C.; UMBUZEIROB, G.A.; BERGAMASCO, A.M.D.D.; ELDRIDGE, M.L.; SODRÉ, F.F. An integrated approach to evaluate emerging contaminants in drinking water. **Separation and Purification Technology**, v. 84, p. 3-8., 2012.

KABIR. E. R.; RAHMAN, M. S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 40, p. 241-258, 2015.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press, 2009. 1016p.

KANTAWANICHKUL, S.; WANNASRI, S. Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v.35, n.5, p.599-603. 2013.

KARLSSON, T. **Manual básico de biogás**. Lajeado: Univates, 2014. 70p.

KASEVA, M.E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study. **Water Research**, v. 38, p. 681-687, 2004.

KESTER, M.H.; BULDUK, S.; TIBBOEL, D.; MEINL, W.; GLATT, H.; FALANY, C. N.; COUGHTRIE, M. W.; BERGMAN, A.; SAFE, S. H.; KUIPER, G. G.; SCHUUR, A. G.; BROUWER, A.; VISSER, T. J. Potent inhibition of estrogen sulfotransferase by hydroxylated PCB metabolites: a novel pathway explaining the estrogenic activity of PCBs. **Endocrinology**, v. 141, p. 1897-1900, 2000.

KHETAN, S.K.; COLLINS, T.J. Human pharmaceuticals in the aquatic environment: a challenge to green chemistry. **Chemical Reviews**, v. 107, n. 6, p. 2319-2364, 2007.

KORTENKAMP, A. Low dose mixture effects of endocrine disrupters and their implications for regulatory thresholds in chemical risk assessment. **Current Opinion in Pharmacology**, v. 19, p. 105–111, 2014.

KOTHARI, R.; PANDEY, A. K.; KUMARB, S.; TYAGI, V.V.; TYAGI, S. K. Different aspects of dry anaerobic digestion for bio-energy: An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 39, p. 174–195, 2014.

KRZEMINSKI, P, TOMEI, M. C.; KARAOLIA, P.; LANGENHOFF, A.; ALMEIRA, C. M.; FELIS, E.; GRITTEN, F.; ANDERSEN, H. R.; FERNANDES, T.; MANAIA, C. M.; RIZZO, L.; FATTA-KASSINOS, D. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. **Science of The Total Environment**, Amsterdam, v. 648, p. 1052-1081, 2019.

KUIPER, G.G.; LEMMEN, J.G.; CARLSSON, B.; CORTON, J. C.; SAFE, S. H.; VAN DER SAAG, P. T.; VANDER BURG, B.; GUSTAFSSON, J. A. Interaction of estrogenic chemicals and phytoestrogens with estrogen receptor beta. **Endocrinology**, v. 139, p. 4252-4263, 1998.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v.100, n.22, p.5485-5489, 2009.

LAN, L.; KONG, X.; SUN, H.; LI, C.; LIU, D. High removal efficiency of antibiotic resistance genes in swine wastewater via nanofiltration and reverse osmosis processes. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 439-445, 2019.

LARDONE, P. J.; GUERRERO, J. K.; FERNÁNDEZ-SANTOS, J. M.; RUBIO, A.; MARTÍN-LACAVE, I.; CARRILLO-VICO, A. Melatonin synthesized by T lymphocytes as a ligand of the retinoic acid-related orphan receptor. **Journal of Pineal Research**, V. 51, P. 454-462, 2011.

LAVILLE, N.; BALAGUER, P.; BRION, F.; HINFRAY, N.; CASELLAS, C.; PRCHER, J. M.; Aït-Aïssa, S. Modulation of aromatase activity and mRNA by various selected pesticides in the human choriocarcinoma JEG-3 cell line. **Toxicology**, v. 228, p. 98-108, 2006.

- LEE, J-H; JEUNG, E-B. 219 Effect of the endocrine disrupting chemicals on placental transport in BeWo cells as an in vitro model. **Reproduction, fertility, and development**, v. 27, p. 199-199, 2014.
- LI, S.; WASHBURN, K. A.; MOORE, R.; UNO, T.; TENG, C.; NEWBOLD, R. R.; MCLACHLAN, J. A.; NEGLISHI, M. Developmental exposure to diethylstilbestrol elicits demethylation of estrogen-responsive lactoferrin gene in mouse uterus. **Cancer Research**, v. 57, p. 4356-4359, 1997.
- LIANG, J-F.; AN, J.; GAO, J-Q.; ZHANG, X-Y.; YU, F-H. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi and soil nutrient addition on the growth of *Phragmites australis* under different drying-rewetting cycles. **Plos One**, California, v. 13, n. 1, p. 1-10, 2018.
- LIMA, D. R. S.; TONUCCI, M. C.; LIBÂNIO, M.; AQUINO, S. F. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, n. 6, 2017.
- LIMA, G. J. M. M.; PIOCZCOVSKI, G. D. Água: principal alimento na produção animal. In: Simpósio Produção Animal e Recursos Hídricos, 2010, Concórdia. **Anais...** Concórdia: CD, 2010, p.16-17.
- LIU, H.; HU, Z.; ZHANG, J.; MINGDE, J.; ZHUANG, L.; NIE, L.; LIU, Z. Effects of solids accumulation and plant root on water flow characteristics in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 481-486, 2018.
- LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, H. E. P.; FERREIRA, P. A.; MOTA, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. **Irriga**, v.14, n.3, p.348-364, 2009.
- LOCATELLI, M.A.F.; SODRE, F.F.; JARDIM, W.F. Determination of antibiotics in Brazilian surface waters using liquid chromatography– electrospray tandem mass spectrometry. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, n. 3, p. 385-393, 2011.
- LUEDERITZ, V.; ECKERT, E.; LANGE-WEBER, M.; LANGE, A.; GERSBERG, R.M. Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.18, p.157–171. 2001.
- MA, L.; YATES, S. R.; ASHWORTH, D. Parent and conjugated estrogens and progestagens in surface water of the Santa Ana River: Determination, occurrence, and risk assessment. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, p. 2657-2664, 2016.
- MACON, M. B.; FETON, S. E. Endocrine disruptors and the breast: early life effects and later life disease. **Journal of Mammary Gland Biology and Neoplasia**, v. 18, p. 43-61, 2013.
- MAFONGOYA, P. L.; JIRI, O. Nutrient Dynamics in Wetland Organic Vegetable Production Systems in Eastern Zambia. **Sustainable Agriculture Research**; v. 5, n. 1, p. 78-85, 2016.
- MAILLER, R.; GASPERI, J.; ROCHER, V.; GILBERT-PAWLIK; S., GEARA-MATTA; D., MOILLERON, R.; CHEBBO, G. Biofiltration vs conventional activated sludge plants: what about priority and emerging pollutants removal? **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 8, pp. 5379-5390, 2013.

MALLOZZI, M.; BORDI, G.; GARO, C.; CASERTA, D. The effect of maternal exposure to endocrine disrupting chemicals on fetal and neonatal development: A review on the major concerns. **Birth Defects Research (Part C)**, v. 108, p. 224-242, 2016.

MANDARIC, L.; KALOGIANNI, E.; SKOULIKIDIS, N.; PETROVIS, M.; SABATER, S. Contamination patterns and attenuation of pharmaceuticals in a temporary Mediterranean river. **Science of The Environmental**, v. 647, p. 561-569, 2019.

MARÇAL, D. A.; SILVA, C. E. Avaliação do impacto do efluente da estação de tratamento de esgoto ETE-Pirajá sobre o Rio Parnaíba, Teresina (PI). **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.22, n.4, p.761-772, 2017.

MARGOT, J.; ROSSI, L.; BARRY, D. A.; HOLLIGER, C. A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. **Wires Water**, v. 2, p. 457-487, 2015.

MARTINS, A. C.; PEZOTI, O.; CAZETTA, A. L.; BEDIM, K. C.; YAMAZAKI, D. A. S.; BANDOCH, G. F. G.; ASEFA, T.; VISENTAINER, J. V. ALMEIDA, V. C. Removal of tetracycline by NaOH-activated carbon produced from macadamia nut shells: Kinetic and equilibrium studies, **Chemical Engineering Journal**, v. 260, p. 291-299, 2015.

MASIÁ, A.; CAMPO, J.; VÁZQUEZ-ROIG, P.; BLASCO, C.; PICÓ, Y. Screening of currently used pesticides in water, sediments and biota of the Guadalquivir River Basin (Spain). **Journal of Hazardous Materials**, v. 263, part 1, p. 95-104, 2013.

MASIÁ, A.; CAMPOS, J.; NAVARRO-ORTEGA, A.; BARCELÓ, D.; PICÓ, Y. Pesticide monitoring in the basin of Llobregat River (Catalonia, Spain) and comparison with historical data **Science Total Environmental**, v. 503/504, p. 58-68, 2015.

MATAMOROS, V.; RODRÍGUEZ, Y.; BAYONA, J. M. Mitigation of emerging contaminants by full-scale horizontal flow constructed wetlands fed with secondary treated wastewater. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 222-227, 2017.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de água residuária no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa: Ed. UFV, 2017, 371p.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; BORGES, A.C; MATOS, M.P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.1. p.83-92, 2010.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, 2018.

MATOS, M.P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A.T.; PASSOS, R.G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

MATTHIEU, G.; JOSIANE, N.; RYSZARD, B.; GERARDO, B.; MICHELE, H. A review of the environmental pollution originating from the piggy industry and of the available

mitigation technologies: towards the simultaneous biofiltration of swine slurry and methane. **Canadian Journal of Civil Engineering**, v. 36, n. 6, p. 1946-1957, 2009.

MAXIMIANO, A. A.; FERNANDES, R. O.; NUNES, F. P.; ASSIS, M. P.; MATOS, R. V.; BARBOSA, C. G. S.; FILHO, E. C. O. Utilização de drogas veterinárias, agrotóxicos e afins em ambientes hídricos: demandas, regulamentação e considerações sobre riscos à saúde humana e ambiental. **Ciência e saúde coletiva**, Rio de Janeiro, v.10, n.2, p.483-91, 2005.

MBULIGWE, S.E. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 269-284, 2004.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta nº 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial do Estado, Belo Horizonte, 07 maio 2008.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. Agrostat. Brasília: MAPA. 2018. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/portal/page/portal/Internet-MAPA/pagina-inicial/servicos-e-sistemas/sistemas/agrostat>>. Acesso em: jan. 2018

MIODOVNIK, A.; ENGEL, S. M.; ZHU, C.; YE, X.; SOORYA, L. V.; SILVA, M. J.; CALAFAT, A. M.; WOLFF, M. S. Endocrine disruptors and childhood social impairment. **Neurotoxicology**, v. 32, p. 261-267, 2011.

MOHAMED, A. M.; PALEOLOGOS, E.; RODRIGUES, V. G. S.; SINGH, D. 2018. **Fundamentals of geoenvironmental engineering: Understanding soil, water, and pollutant interaction and transport**. Elsevier. 2017. 708p.

MONTAGNER, C.C.; JARDIM, W.F. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1452-1462, 2011.

MORAES, B. S.; ZAIAT, M.; BONOMI, A. Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil\_ Challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 888–903, 2015.

MORA-ORAZCO, C. D. L.; GONZÁLEZ-ACUÑA, I. J.; SAUCEDO-TERÁN, R. A.; FLORES-LÓPEZ, H. E.; RUBIO-ARIAS, H. O.; OCHOA-RIVERO, J. M. Removing Organic Matter and Nutrients from Pig Farm Wastewater with a Constructed Wetland System. **International Journal Resource Public Health**, v. 15, p. 1031-1047, 2018.

MOREIRA, M.; AQUINO, S.; COUTRIM, M.; SILVA, J.; AFONSO, R. Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS). **Environmental Technology**, v. 32, n. 11-12, p. 1409-1417, 2011.

MORIYAMA, K.; TAGAMI, T.; AKAMIZU, T.; USUI, T.; SAIJO, M.; KANAMOTO, N.; HATAYA, Y.; SHIMATSU, Y.; KUZUYA, H.; NAKAO, K. Thyroid hormone action is disrupted by bisphenol A as an antagonist. **The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism**, v. 87, p. 5185-5190, 2002.



NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. Perspectivas da sustentabilidade ambiental diante da contaminação química da água: Desafios Normativos. **Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, v. 2, n. 4, p. 1-15, 2007.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of Biotechnology**, v. 80, p. 1-33, 2000.

NIE, Y.; QIANG, Z.; BEN, W. LIU, J. Removal of endocrine-disrupting chemicals and conventional pollutants in a continuous-operating activated sludge process integrated with ozonation for excess sludge reduction. **Chemosphere**, Londres, v. 105, p. 1323-1338, 2014.

NIU, S.; ZHANG, C. Endocrine Disrupting Compounds from the Source Water of the Huai River (Huainan City), China. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, p. 471-483, 2018.

NOMAN E.A., AL-GHEETHI A.A.S., TALIP B.A., RADIN MOHAMED R.M.S., NAGAO H., MOHD KASSIM A.H. **Xenobiotic Organic Compounds in Greywater and Environmental Health Impacts**. In: Radin Mohamed R., Al-Gheethi A., Mohd Kassim A. (eds) Management of Greywater in Developing Countries. Water Science and Technology Library, Cham, vol 87, 2019.

NOUSOPOULOS, C.; KOUMAKI, E.; SARANTOPOULOS, MAMAIS, D. Analytical and mathematical assessment of emerging pollutants fate in a river system. **Journal of Hazardous Materials**, v. 364, p. 48-48, 2019.

NOYES, P. D.; MCELWEE, M. K.; MILLER, H. D.; CLARK, B. W.; VAN TIEM, L. A.; WALCOTT, K. C.; ERWIN, K. N.; LEVIN, E. D. The toxicology of climate change: environmental contaminants in a warming world. **Environment International**, v. 35, p. 971-986, 2009.

NSOR, C. A.; ANTOBRE, O. O.; MOHAMMED, A. S.; MENSAH, F. Modelling the effect of environmental disturbance on community structure and diversity of wetland vegetation in Northern Region of Ghana. **Aquatic Ecology**, v. 53, p. 119-136, 2019.

ODIZE, V.; RAHMAN, A.; JONES, K.; KHUNJAR, W.; MURTHY, S. Removal of 17 $\alpha$ -ethinylestradiol, salicylic acid, trimethoprim, carbamazepine and nonylphenol through biological carbon and nitrogen removal processes. **Water and Environment Journal**, 31, n. 3, p. 440-449, 2017.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; FIA, F. R. L.; NERIS, F. R.; COUTINHO, L. F.; FILHO, L. C. A. L. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon sp.*). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 155-165, 2019.

OLIVEIRA, M.; ATALLA, A. A.; FRIHLING, B. E. F.; CAVALHERI, P. S.; MIGLIOLO, L.; FILHO, F. J. C. M. Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes*. **Chemical Engineering Journal**, v. 373, p. 458-467, 2019.

ORTIZ DE GARCÍA, S. A.; PINTO, G.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; IRUSTA-MATA, R. Ecotoxicity and environmental risk assessment of pharmaceuticals and personal care products

in aquatic environments and wastewater treatment plants. **Ecotoxicology**, v. 23, p. 1517–1533, 2014.

PAL, P. Chapter 3 - Biological Treatment Technology. *Industrial Water Treatment Process Technology*, p. 65-144, 2017.

PALANZA, P.; NAGEL, S. C.; PARMIGIANI, S.; VOM SAAL, F. S. Perinatal exposure to endocrine disruptors: sex, timing and behavioral endpoints. **Current Opinion in Behavioral Sciences**, v. 7, p. 69-75, 2016.

PALHARES, J. C. P. Quantidade e qualidade da água na produção de suínos. In: Simpósio Produção Animal e Recursos, 2010, Concórdia. **Anais...** Concórdia: CDC, 2010, p.36.

PAREDES, L.; FONTAINA-FERNANDEZ, E.; LEMA, J. M.; OMIL, F.; CARBALLA, M. Understanding the fate of organic micropollutants in sand and granular activated carbon bio filtration systems. **Science of the Total Environment**, v.551-552, p. 640–648, 2016.

PARK, Y.; SUN, Z.; AYOKO, G.A.; FROST, R.L. Bisphenol A sorption by organo-montmorillonite: Implications for the removal of organic contaminants from water. **Chemosphere**, Londres, v.107, p.249-256, 2014.

PATIENCE, J. F. The importance of water in pork production. **Animals Frontiers**, v. 2, p. 28-35, 2012.

PECORA, V. Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP – Estudo de caso. 2006. 152f. Dissertação (Mestrado em Energia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambiente e Água**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 79- 88, 2010.

PEREIRA, E. R.; DEMARCHI, J. J. A. A.; BUDIÑO, R. E. L. A QUESTÃO AMBIENTAL E OS IMPACTOS CAUSADOS PELOS EFLUENTES DA SUINOCULTURA. Disponível em: <http://www.iz.sp.gov.br/pdfs/1254763046.pdf>. Acesso em: 04 de mar de 2019.

PEREIRA, E.L.; CAMPOS, C.M.M.; MOTERANI, F. (2009) Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. **Ambiente & Água**, v. 4, p. 157-168, 2010.

PEROVANO, T. G; FORMIGONI, L. P. A. Geração de energia a partir de subprodutos do tratamento de esgotos sanitários. 2011. 101f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) –Universidade do Espírito Santo, Vitória. 2011.

PESSOA, G.P.; SOUZA, N.C.; VIDAL, C.B.; ALVES, J.A.C.; FIRMINO, P.I.M.; NASCIMENTO, R.F.; SANTOS, A.B. Occurrence and removal of estrogens in Brazilian wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v.490, p.288-295, 2014.

PETRIE, B.; LOPARDO, L.; PROCTOR, K.; YODAN, J.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. Assessment of bisphenol-A in the urban water cycle. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, V. 650, P. 900-907, 2019.

PHENGVILAYSOUK, A.; LINDBERG, J. E.; SISONKHAM, V.; PHENGSAVANH, P. JANSSON, A. Effects of provision of water and nesting material on reproductive performance of native Moo Lath pigs in Lao PDR. **Tropical Animal Health and Production**, V. 50, P. 1139-1145, 2018.

PLAHUTA, M.; TIŠLER, T.; TOMAM, M. J.; PINTAR, A. Toxic and Endocrine Disrupting Effects of Wastewater Treatment Plant Influent and Effluent on a Freshwater Isopod *Asellus Aquaticus* (Isopoda, Crustacea). **Chemosphere**, v. 174, p. 342-35, 2017.

PRESZNHUK, R.A.O.; VAN KAICK, T.S.; CASAGRANDE JR., E.F; UMEZAWA, H.A. (2003) Tecnologia apropriada e saneamento: análise de eficiência de estações de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes. In: SEMANA DE TECNOLOGIA: TECNOLOGIA PARA QUEM E PARA QUÊ? UM OLHAR INTERDISCIPLINAR. Atas...Curitiba: Editora Cefet-PR. 5 p. Disponível em: <[www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia\\_apropriada\\_e.pdf](http://www.ppgte.cefetpr.br/semanatecnologia/comunicacoes/tecnologia_apropriada_e.pdf)> Acesso em: 06 de mar de 2019.

PULZ, R. B. Desreguladores endócrinos: efeitos à saúde e remoção em estações de tratamento de esgotos. Monografia. 89f (Universidade de São Paulo). 2014.

PURDOM, C. E.; HARDIMAN, P. A.; BYE, V. V. J.; ENO, N. C.; TYLER, C. R.; SUMPTER, J. P. Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment Works. **Chemistry and Ecology**, v. 8, p. 275-285, 1994.

QUARESMA, A.V. Monitoramento de microcontaminantes orgânicos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massa e elementos inorgânicos por fluorescência de raios – X por reflexão total nas águas da bacia do Rio Doce. 186p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Ouro Preto, 2014.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetidos ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivados com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, p.1487-1492, 2004

RAHMANI, A. R.; NEMATOLLAHI, D.; SAMARGHANDI, M. R.; SAMADI, M. T.; AZARIAN, G. A combined advanced oxidation process: Electrooxidation-ozonation for antibiotic ciprofloxacin removal from aqueous solution. **Journal of Electroanalytical Chemistry**, Amsterdam, v. 808, p. 82-89, 2018.

RAMANATHAN, S.; LAL, R. B. **Efficiency of Various Granular Activated Carbon Adsorbents in the Treatment of Waste Water Generated from Research and Development Laboratories: A Case Study**. In: Emerging Issues in Ecology and Environmental Science. Springer Briefs in Environmental Science. Springer, Cham, p. 99-109, 2019.

RAUT, R. D.; LUTHRA, S.; NARKHEDE, B. E.; MANGLA, S. K.; GARDAS, B. B.; PRIYADASHINEE, P. Examining the performance-oriented indicators for implementing green management practices in the Indian agro sector. **Journal of Cleaner Production**, Tennessee, v. 215, p. 926-943, 2019.

RIBEIRO, A. R.; NUNES, O. C.; PEREIRA, M. F.; SILVA AM. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive. **Environment International**, v. 75, p. 33-51, 2015.

RICHARDSON, S. D.; TERNES, T. A. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical chemistry**, v. 90, p. 398-428, 2018.

RITTLER, M.; CASTILLA, E. E. Desreguladores endócrinos e anomalias congênitas. **Cadernos de saúde pública**, v.18, n.2, p.421-8, 2002.

RIVA, F.; ZUCCATO, E.; DAVOLI, E.; FATTORE, E.; CASTIGLIONI, S. Risk assessment of a mixture of emerging contaminants in surface water in a highly urbanized area in Italy. **Journal Hazard Materials.**, v. 361, p. 103-110, 2019.

ROCHA, J.R. (2013) **Impactos das atividades antrópicas na qualidade das águas do rio Parnaíba no meio urbano das cidades de Teresina-PI e Timon-MA**. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Piauí, Teresina.

RODRIGUES, K.L.T. Desenvolvimento de metodologia analítica para a determinação simultânea de microcontaminantes emergentes em águas superficiais por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas. 156p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

RODRIGUEZ-NAVAS, E.; BJÖRKLUND, B.; HALLING-SØRENSEN, M. Hansen. Biogas final digestive byproduct applied to croplands as fertilizer contains high levels of steroid hormones. **Environmental Pollution**, Londres, v. 180, p. 368-371, 2013.

RUPPELT, J. P.; TONDERA, K.; SCHREIBER, C.; KISTEMANN, T.; PINNEKAMP, J. Reduction of bacteria and somatic coliphages in constructed wetlands for the treatment of combined sewer overflow (retention soil filters). **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, p. 727-733, 2018.

SALOMON, K. R. Avaliação técnico-econômica e ambiental da utilização do biogás proveniente da biodigestão da vinhaça em tecnologias para geração de eletricidade. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) - Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2007.

SANSO, A.L. **Estudo da extração e desenvolvimento de metodologia para determinação simultânea de microcontaminantes orgânicos em água superficial por GC-MS e métodos quimiométricos**. 137p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

SANTOS, L. H. M. L. M.; ARAÚJO, A. N.; FACHINI, A.; PENA, A.; DELERUE-MATOS, C.; MONTENEGRO, M. C. B. S. M. Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 1075, p. 45–95, 2010.

SANTOS, S. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; MANTOVANI, E. C.; BATISTA, R. O. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas Características químicas do solo. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14 n.1, 32-38, 2006.

SARKAR, B.; MANDAL, S.; TSANG, Y. F.; KUMAR, P.; KIM, K.; OK, Y. Designer carbon nanotubes for contaminant removal in water and wastewater: a critical review. **Science of The Total Environment**, v. 612, p. 561-581, 2018.

SCHRÖDER, P.; HELMREICH, B.; ŠKRBIĆ, B.; CARBALLA, M.; PAPA, M. Status of hormones and painkillers in wastewater effluents across several European states -

considerations for the EU watch list concerning estradiols and diclofenac. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 13, p. 12835-12866, 2016.

SEBAUGH, J. L. Guidelines for accurate EC50/IC50 estimation. **Pharmaceutical Statistics**, v. 10, p.128–134, 2011.

SEIPLE, T.; COLEMAN, A. M.; SKAGGS, R. L. Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 676-680, 2019.

SELLAOUI, L.; MECI, N.; LIMA, E.C.; DOTTO, G. L. LAMINE, A. B. Adsorption of amoxicillin and paracetamol on modified activated carbons: equilibrium and positional entropy studies. **Journal of Physics and Chemistry of Solids**, v. 234, p. 375-381, 2017

SEMBLANTE, G. U.; HAI, F. I.; HUANG, X.; BALL, A. S.; PRICE, W. E.; NGHIEM, L. D. Trace organic contaminants in biosolids: Impact of conventional wastewater and sludge processing technologies and emerging alternatives. **Journal of Hazardous Materials**, v.300, p. 1–17, 2015.

SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITVCH, S. Role of plant in a constructed wetland: current and new perspectives, **Water**, v. 5, p. 405-419, 2013.

SHEUKH, I. A.; TURKI, R. F.; ABUZENADAH, A. M.; DAMANHOURI, G. A.; BE, M. A. Endocrine disruption: computational perspectives on human sex hormone-binding globulin and phthalate plasticizers. **Plos One**, v. 11, p. 1-13, 2016.

SHIM, J.; KUMAR, M.; GOSWAMI, R.; MAZUMDER, P.; OH, B-T.; SHEA, P. J. Removal of p-cresol and tylosin from water using a novel composite of alginate, recycled MnO<sub>2</sub> and activated carbon. **Journal of Hazardous Materials**, v. 364, p. 419-428, 2019.

SILVA, M. F. R. **Reutilização da água na limpeza das instalações de suínos nas fases de crescimento e terminação**. 2016. 54f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2016.

SILVA, R.A.; PETTER, C.O.; SCHNEIDER, I.A.H. Avaliação da perda da coloração artificial de ágatas. **Revista Escola de Minas**, v. 60, n. 3, p. 477-482, 2007.

SINGH, N. K.; GUPTA, G.; UPADHYAY, A. K.; RAI, U. N. 2019. Biological Wastewater Treatment for Prevention of River Water Pollution and Reuse: Perspectives and Challenges. In: Singh R., Kolok A., Bartelt-Hunt S. (eds) *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges*. Springer, Singapore.

SMEKENS, L.; GOLSTEIN, J.; VANHAELST, L. Measurement of thyroxine conversion to triiodothyronine using human lymphocytes. A useful and simple laboratory technique **Journal Endocrinol. Investig**, v. 6, p. 113-117, 1983.

SODRÉ, F.F.; LOCATELLI, M.A.F.; JARDIM, W F. Occurrence of emerging contaminants in Brazilian drinking waters: a sewage-to-tap issue. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 206, n. 1, p. 57-67, 2010.

SODRÉ, F.F.; MONTAGNER, C.C.; LOCATELLI, M.A.F.; JARDIM, W.F. Ocorrência de interferentes endócrinos e produtos farmacêuticos em águas superficiais da região de Campinas (SP, Brasil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 2, p. 187-196, 2007.

SOPHIA, C.A.; LIMA, E. C. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v. 150, p 1-17, 2018

SORIANO, S.; ALONSO-MAGDALENA, P.; NOVIALS, A.; MUHAMMED, S. J.; SALEHI, A.; GUSTAFSSON, J. A.; QUESADA, I.; NADAL, A. Rapid insulinotropic action of low doses of bisphenol-A on mouse and human islets of langerhans: role of estrogen receptor  $\beta$ . **PLoS One**, v. 7, p. 1-9, 2012.

SOUSA, D. N. R. DE; MOZETO, A. A.; CARNEIRO, R. L.; FADINI, P. S. Electrical conductivity and emerging contaminant as markers of surface freshwater contamination by wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 484, p. 19–26, 2014.

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

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; DRESSLER, V. L.; FLORES, E. M. M.; MARTINS, A. F. Study of metal distribution in raw and screened swine manure. **CLEAN – Soil, Air, Water**, v.37, n.3, p.239-244,2009.

STUMPF, M.; TERNES, T.A.; WILKEN, R.D.; RODRIGUES, S.V. AND BAUMANN, W. Polar drug residue in sewage and natural waters in the State of Rio de Janeiro, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 225, p. 135-141, 1999.

SUÁREZ, S.; CARBALLA, M.; OMIL, F.; LEMA, J. M. How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, p. 125-138, 2008.

TAVARES, J. M. R. Consumo de água e produção de dejetos na suinocultura. 2012. 233 f. Dissertação (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

TEFANAKIS, A.; BECKER, J.A. **A review of emerging contaminants in water: Classification, sources and potential risks**. In book: Impact of Water Pollution on Human Health and Environmental Sustainability, Edition: 1st, Chapter: 3, 2015.

TERNES, T.; JOSS, A.; OEHLMANN, J. Occurrence, fate, removal and assessment of emerging contaminants in water in the water cycle (from wastewater to drinking water). **Eater Research**, v. 72, p. 1-2, 2015.

TERNES, T.A.; HERRMANN, N.; BONERZ, M.; KNACKER, T, SIEGRIST, H.; JOSS, A. A rapid method to measure the solid-water distribution coefficient (Kd) for pharmaceuticals and musk fragrances in sewage sludge. **Water Research**, v. 38, n. 19, p. 4075-4084, 2004.

THE EUROPEAN COMMISSION. Official Journal of the European Union: COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2018/1039. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R1039&from=EN>. Acesso: 04/03/2018.

THIEMANN, O. *Biologia II - Apostila 06 - Sistema Endócrino 2012* - Instituto de Física de São Carlos – USP. Disponível em: <http://biologia.ifsc.usp.br/bio2/apostila/apost-fisiol-parte6.pdf>. Acessado em 20 de setembro de 2019.

TRAN, N. H.; REINHARD, M.; GIN, K. Y-H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. **Water Research**, v. 133, p. 182-207, 2018.

TRAN, N. H.; URASE, T.; NGO, H. H.; HU, J.; ONG, S. L. Insight into metabolic and cometabolic activities of autotrophic and heterotrophic microorganisms in the biodegradation of emerging trace organic contaminants. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 721-731, 2013.

UNITED NATIONS – ONU. World population set to grow another 2.2 billion by 2050: UN survey. 2018. Disponível em: <https://news.un.org/en/story/2018/10/1023371> Acesso: 04 de mar de 2019.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA. 2018. Livestock and Poultry: World Markets and Trade. Disponível em: <https://www.fas.usda.gov/data/livestock-and-poultry-world-markets-and-trade>. Acesso em: 04 de mar de 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION – EPA (2006). Contaminants of Emerging Concern. Disponível em: [https://cfpub.epa.gov/si/si\\_public\\_record\\_report.cfm?Lab=NERL&TIMSType=&count=10000&dirEntryId=149704&searchAll=&showCriteria=2&simpleSearch=0&startIndex=30001](https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&TIMSType=&count=10000&dirEntryId=149704&searchAll=&showCriteria=2&simpleSearch=0&startIndex=30001) >. Acesso em: 04 de mar de 2019.

VERLICCHI, P. Hospital wastewater – Characteristics, Management, treatment and Environmental Risks. 2018. *The Handbook of Environmental Chemistry*. Springer International Publishing.

VERLICCHI, P.; GALLETTI, A.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Removal of selected pharmaceuticals from domestic wastewater in an activated sludge system followed by a horizontal subsurface flow bed—analysis of their respective contributions. **Science of The Total Environment**, v. 454–455, p. 411-425, 2013.

VIKNESWARA, A. S.; MOHAMED, R. M. S. R.; AL-GHEETHI, A. A. S.; KASSIM, A. H. M.; OTHMAN, N. Removal of Nutrients from Meat Processing Wastewater Through the Phycoremediation Process. **Water Science and Technology Library**, Texas, v. 87, p. 245-263, 2019.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios básicos do tratamento de esgotos*, v.02, 2ªed. Minas Gerais: ABES, 2016.

VON SPERLING. M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VON SPERLING. M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2009. 243p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiology*, v.674, p.133-156, 2011.

VYMAZAL, J.; KROEPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Springer Science & Business Media**, 2008, 566p.

WALKER, C. L. Minireview: epigenomic plasticity and vulnerability to EDC exposures. **Molecular Endocrinology**, v. 30, p. 848-855, 2016.

WANG, R.; FENG, F.; CHAI, Y.; MENG, X.; SUI, Q.; CHEN, M.; QI, K. Screening and quantitation of residual antibiotics in two different swine wastewater treatment systems during warm and cold seasons. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v.660, p.1542-1554, 2019.

**Water Research**, v. 81, p. 356-365, 2015.

WEN, X.; MI, J.; WANH, Y.; MA, B.; ZOU, Y.; LIAO, X.; LIANG, F. B.; WU, Y. Occurrence and contamination profiles of antibiotic resistance genes from swine manure to receiving environments in Guangdong Province southern China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, San Diego, v. 173, p. 96-102, 2019.

WICK, A.; FINK, G.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T.A. Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, p. 1060-1074, 2009.

WIDYASARI-MEHTA, A.; HARTUNG, S.; KREUZIG, T. From the application of antibiotics to antibiotic residues in liquid manures and digestates: A screening study in one European center of conventional pig husbandry. **Journal of Environmental Management**, California, v. 15, p. 129-137, 2016.

WILKINSON, J. L.; HOODA, P. S.; BARKER, J.; BARTON, S.; SWINDEN, J. Ecotoxic pharmaceuticals, personal care products, and other emerging contaminants: A review of environmental, receptor-mediated, developmental, and epigenetic toxicity with discussion of proposed toxicity to humans. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, p. 336–381, 2016.

WU, D.; ZHENG, S.; DING, A.; SUN, G.; YANG, M. Performance of a zero valent iron-based anaerobic system in swine wastewater treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 286, p. 1-6, 2015.

WU, J.; LI, L.; ZHONG, F.; CUI, N.; DAI, Y.; CHENG, S. Triazophos (TAP) removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSCWs) and its accumulation in plants and substrates. **Scientific Report**, v. 7, p. 1-8, 2018.

YAN, S.; CHEN, Y.; DONG, M.; SONG, W.; BELCHER, S. M.; WANG, H. S. Bisfenol A e 17 $\beta$ -estradiol promovem a arritmia no coração feminino via alteração do manuseio de cálcio. **Plos One**, v. 6, p. 1-9, 2011.

ZHANG, C.; YAN, H.; LI, F.; ZHOU, Q. Occurrence and fate of perfluorinated acids in two wastewater treatment plants in Shanghai, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 1804-1811, 2015.



ZHANG, D.; WANH, X.; ZHOU, Z. Impacts of Small-Scale Industrialized Swine Farming on Local Soil, Water and Crop Qualities in a Hilly Red Soil Region of Subtropical China. **International Journal of Environment Research and Public Health**, v. 14, n. 12, p. 1524-1541, 2017.

ZHANG, S. Y.; WILLIAMS, P. N.; LUO, J.; ZHU, Y-G. Microbial mediada por biotransformação de arsénio em zonas húmidas. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 11, p. 1-11, 2017.

ZHONG, Y.; CHEN, Z.; DAI, X.; LIU, S.; ZHENG, G.; ZHU, X.; LIU, S.; YIN, Y.; LIU, G.; CAI, Z. Investigation OF The interaction between the fate of antibiotics in aquafarms and their level in the environment. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 219-229, 2018.

ZHOU, L. J.; YING, G. G.; LIU, S.; ZHANG, R. Q.; LAI, H. J.; CHEN, Z. F.; PAN, C. G. Excretion masses and environmental occurrence of antibiotics in typical swine and dairy cattle farms in China. **Science of The Total Environment**, v. 444, p. 183-195, 2013.

**SEGUNDA PARTE – ARTIGOS**

**ARTIGO 1 - ESTABILIDADE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA EM REATOR UASB  
SUBMETIDO A DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE  
SUINOCULTURA**

**ARTICLE 1 - ANAEROBIC DIGESTION STABILITY IN UASB REACTOR  
SUBMITTED TO DIFFERENT ORGANIC LOADING OF SWINE WASTEWATER**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o  
Manual de normalização e estruturas de teses da UFLA.**

## RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a estabilidade do período de partida e quatro fases subsequentes de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) tratando água residuária de suinocultura (ARS) por meio do monitoramento do pH, da alcalinidade, ácidos voláteis e matéria orgânica. O UASB teve o volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>, 0,8 m de altura e 0,25 m de diâmetro. Foram aplicadas quatro cargas orgânicas (1, 2, 3 e 4 kg m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup> de DQO), sendo cada uma referente a fase I (163 dias), II (136 dias), III (77 dias) e IV (44 dias), respectivamente, tendo o tempo de detenção hidráulica médio variando entre 0,98 e 1,06 d. Foram obtidos pH máximo de 8,3 no efluente na fase III, e máximas concentrações médias de alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) na fase IV (683 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> e 1.418 mg L<sup>-1</sup> HAc). As melhores condições de estabilidade ocorreram nas condições de relação AI/AP entre 0,24 e 0,25, observados nas fases I e II com remoção média de DQO de 47 a 57%. Assim, a geração de alcalinidade bicarbonato e consumo de ácidos voláteis totais e consequente manutenção do pH durante as fases I e II indicaram estabilização satisfatória do reator. Apesar do aumento da relação AI/AP (média de 0,57), nas fases III e IV foi observada a maior eficiência média de remoção de DQO (64%). A PCA indicou que três componentes principais foram responsáveis pela explicação de 83,2% da variabilidade dos dados, constatando-se ainda que as variáveis AB, DQO<sub>af</sub> e ATV tiveram maiores efeitos na estabilidade do reator UASB.

**Palavras-chaves:** tratamento biológico, efluente agroindustrial, matéria orgânica, análise multivariada.

## ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the start-up stability in four subsequent phases in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) in the swine wastewater treatment, monitoring alkalinity, volatile fatty acids and matter organic. The UASB had the volume of 0.016 m<sup>3</sup> useful, 0.8 in height and 0.25m in diameter. Four organic loading rates (1, 2, 3 and 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> of COD) were each applied to phases I (163 days), II (136 days), III (77 days) and IV days), respectively. The mean hydraulic retention times ranged from 0.98 to 1.06 d between all phases. Maximum effluent pH of 8.3 in phase III was obtained, and maximum average concentrations of alkaline bicarbonate (AB) and volatile fatty acids (VTA) in phase IV (683 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> and 1,418 mg L<sup>-1</sup> HAc). The best stability conditions occurred in the IA/PA ratio conditions between 0.24 and 0.25, observed in phases I and II, with an average COD removal of 47 to 57%. Thus, the generation of bicarbonate alkalinity and total volatile acid consumption and consequent pH maintenance during phases I and II indicated satisfactory reactor stabilization. Despite the increase in the IA/PA ratio (mean 0.57), in phases III and IV the highest average COD removal efficiency (64%) was observed. The PCA indicated that three main components accounted for 83.2% of the data variability, and found that the variables AB, DQO<sub>af</sub> and ATV had greater effects on the stability of the UASB reactor.

**Keywords:** biological treatment, agroindustrial effluents, organic matter, multivariate analysis.

## 1. INTRODUÇÃO

A atividade agropecuária brasileira vem crescendo nas últimas décadas, se destacando na produção de proteína animal com 3,7 milhões de toneladas de carnes de suínos no período de 2017/2018 (CONAB, 2018). Entretanto, em paralelo, tem-se verificado a geração de grandes volumes de águas residuárias, produzidas principalmente nas operações de limpeza de baias, tornando-se preocupação ambiental crescente no mundo (CAO et al., 2018; DING et al., 2017).

A quantidade total de água consumida e, conseqüentemente, os volumes e as características físico-químicas e biológicas das águas residuárias de suinocultura (ARS), variam em função de fatores temporais (inverno e verão), fisiológicos (idade, fase reprodutiva, peso, etc) e ambientais (temperatura, umidade, vento espaços abrigados ou não, etc.) (MORA-OROZCO et al., 2018), necessitando, portanto, de tratamento e destinação adequada a fim de evitar contaminações de solos (ELBANA et al., 2019), rios (SINGH et al., 2019) e sedimentos (BROWN et al., 2019), como já observado em países como Brasil (OLIVEIRA et al., 2019), China (WANG et al., 2019), Espanha (GARCÍA et al., 2019) e Estados Unidos (SEIPLE et al., 2019).

Nesse sentido, o uso de unidades de tratamento anaeróbias têm sido aplicadas com sucesso em diversas águas residuárias agroindustriais com altas cargas orgânicas (CAO et al., 2018), evidenciando resultados com eficiências consideráveis com baixo custo de implantação e manutenção dos reatores, sendo ainda otimizado quando aplicada em países de clima tropical (CHERNICHARO et al., 2015). Entre elas, Fia et al. (2015) operaram um reator UASB em escala de bancada com 15 L, carga orgânica de  $0,2 \text{ kg kg}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO  $\text{SSV}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , e observaram remoção de 82% de DQO e 79% de sólidos suspensos (SS) tratando água de abatedouro suíno; Nery et al. (2018) que observaram eficiências médias de  $87,5 \pm 5,3\%$  em um reator UASB em escala piloto tratando vinhaça com aplicação de cargas orgânicas crescentes de 0,5 a  $32,4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO; e Montes et al. (2019) que constataram a remoção máxima de 97,0% de DQO com a aplicação do carregamento orgânico de  $28,5 \text{ kg m}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO, porém, os autores ressaltam que a aplicação de  $32,0 \text{ kg m}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DQO tornou o reator instável através da intensidade da acidificação e déficit de alcalinidade.

Porém, condições restritivas ao processo precisam ser melhor avaliadas para otimização da estabilidade e aplicabilidade da tecnologia, como aprimoramento do processo anaeróbio para recuperação do conteúdo energético (MONTES et al., 2019), manutenção da biomassa ativa no reator (NERY et al., 2018) e estudos da hidrólise dos sólidos orgânicos no reator (FIA et al.,

2015). Além disso, a aplicação de baixas cargas orgânicas tende a dificultar a normalidade de ação microbiológica na estabilização de compostos orgânicos em reatores anaeróbios (STOYANOVA et al., 2013).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a estabilidade do período de partida e quatro fases subsequentes de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) tratando água residuária de suinocultura (ARS) através do monitoramento da alcalinidade, ácidos voláteis e matéria orgânica.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

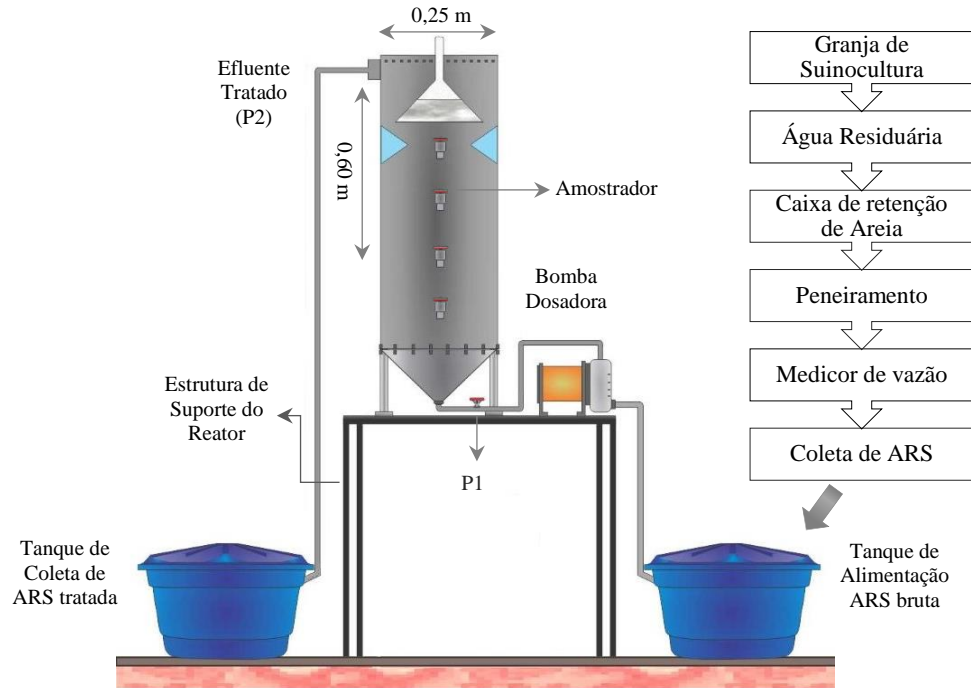
O sistema de tratamento foi instalado e conduzido em escala de laboratório na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°13'45"S, longitude 44°58'31"W, consistindo de um reator *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB).

O reator UASB foi projetado como principal unidade de tratamento das águas residuárias de suinocultura, com ênfase na remoção de matéria orgânica. Sendo confeccionado em material acrílico com 0,8 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>. Na Figura 1 observa-se a configuração da planta de todo o sistema envolvido, desde a coleta até a introdução da ARS no reator.

Como inóculo, foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando 130,8 g L<sup>-1</sup> de ST, 37,9 g L<sup>-1</sup> de STV, 89,6 g L<sup>-1</sup> de SS e 25,3 g L<sup>-1</sup> de SSV, para inocular o reator experimental, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a 0,10 kg kg<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> expressa em termos de [DQO] [STV]<sup>-1</sup>[d]<sup>-1</sup> (CHERNICHARO, 2016), totalizando 0,00423 m<sup>3</sup> de lodo.

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente de uma granja suinícola de ciclo completo localizada em Lavras, MG. Antes das coletas, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento fino (0,02 mm) e medidor de vazão. As coletas foram realizadas a cada 15 dias e a ARS armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C. Na Figura 1 demonstra-se a estrutura e fluxograma da unidade de tratamento.

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por tanque de alimentação, bomba dosadora e reator UASB.



Fonte: Do Autor (2019).

As caracterizações da ARS bruta foram realizadas semanalmente e as principais características físicas, químicas e operacionais estão presentes na Tabela 1.

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas.

Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
N	31	39	22	13
pH	6,4 ± 0,4	6,9 ± 0,4	6,7 ± 0,2	6,8 ± 0,3
CE (dS m <sup>-1</sup> )	10,33 ± 1,18	10,99 ± 1,44	10,15 ± 0,97	9,88 ± 2,31
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5.806 ± 1102	7.269 ± 1315	8.130 ± 1204	8.451 ± 770
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	14.747 ± 3164	15.901 ± 2903	14.532 ± 1903	15.965 ± 2510
ST (mg L <sup>-1</sup> )	8.853 ± 1799	10.657 ± 5184	7.852 ± 1215	7.631 ± 858
SS (mg L <sup>-1</sup> )	3.585 ± 2050	5.075 ± 3261	1978 ± 968	1.349 ± 1155
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65	687 ± 214
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59	476 ± 284
Vazão (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,016 ± 0,001	0,015 ± 0,001	0,016 ± 0,0025	0,016 ± 0,001
TDH (d)	0,975 ± 0,065	1,060 ± 0,094	1,015 ± 0,104	0,976 ± 0,056
COV (kg <sup>-1</sup> de DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,962 ± 0,042	2,014 ± 0,068	3,001 ± 0,099	4,036 ± 0,073
Temperatura da ARS	25,7 ± 2,3	20,1 ± 2,6	22,4 ± 2,7	23,4 ± 2,3

N: Leituras; pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos suspensos; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema.

Fonte: Do Autor (2019).

O experimento foi conduzido em quatro fases, sendo a primeira representando a partida do reator com carga orgânica volumétrica de 1,0 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO durante 163 dias, a segunda com 2,0 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO durante 136 dias, a terceira com 3,0 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO por 77 dia e a quarta com 4,0 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO por 44 dias, contabilizando 420 dias.

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017, e a amostragem do afluente e do efluente do reator UASB foi pontual e ocorreu duas vezes por semana, entre às 7h e às 7h30min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

Duas vezes por semana, foram determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH), por potenciômetro (4500B), demanda química de oxigênio (DQO), em refluxo fechado e leitura



titulométrica em triplicata (5220C) (APHA, AWWA; WEF, 2005); as variáveis alcalinidade parcial (AP), intermediária (AI), alcalinidade total (AT) e ácidos voláteis totais (AVT) por titulometria e potenciometria (RIPLEY et al., 1986).

A estimativa de remoção de matéria orgânica pelo reator UASB foi calculada segundo a equação 1 Chernicharro (2016):

$$\text{Eficiência de remoção (\%)} = \left( \frac{C_{\text{DQOafluente}} - C_{\text{DQOefluente}}}{C_{\text{DQOafluente}}} \right) \times 100 \quad (1)$$

em que:  $C_{\text{DQOafluente}}$  e  $C_{\text{DQOefluente}}$  são as concentrações de entrada e saída do reator UASB, respectivamente.

As médias das variáveis pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT), relação da alcalinidade intermediária e a parcial (AI/AP), concentrações de demanda química de oxigênio efluente ( $\text{DQO}_{\text{ef}}$ ), além das taxas de remoção de DQO foram submetidas à análise de variância usando o teste F a 5% de probabilidade, utilizando o programador estatístico SISVAR® (FERREIRA, 2011).

As correlações de Pearson e as análises de componentes principais (PCA) foram realizadas utilizando o software XLSTAT 2016 (ADDINSOFT, 2016), aplicando-se a rotação varimax com normalização Kaiser aos dados medidos, a fim de proporcionar independência e reduzir a dimensionalidade na variância dos dados de forma eficiente. A matriz de dados completa foi composta por uma tabela bidirecional com quatro fases experimentais e cinco variáveis para fatores ambientais e operacionais.

Segundo a classificação de Hopkins (2016), as correlações significativas foram categorizadas em:  $0,0 < r \leq 0,1$  (Muito baixa),  $0,1 < r \leq 0,3$  (Baixa)  $0,3 < r \leq 0,5$  (Moderada),  $0,5 < r \leq 0,7$  (Alta),  $0,7 < r \leq 0,9$  (Muito alta) e  $0,9 < r \leq 1,0$  (Extremamente alta).

Para examinar a adequação do presente conjunto de dados para PCA, foram realizados os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (KAISER, 1974) e de Esfericidade de Bartlett (TOBIAS; CARLSON, 1969). Quando o valor do teste KMO foi menor que 0,5, o conjunto de dados não foi utilizado para o PCA (FÁVERO et al., 2009). O teste de Bartlett deve apresentar p-valor  $< 0,05$ , indicando que a matriz de dados não é identidade, indicando existência de relações significativas entre as variáveis (SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

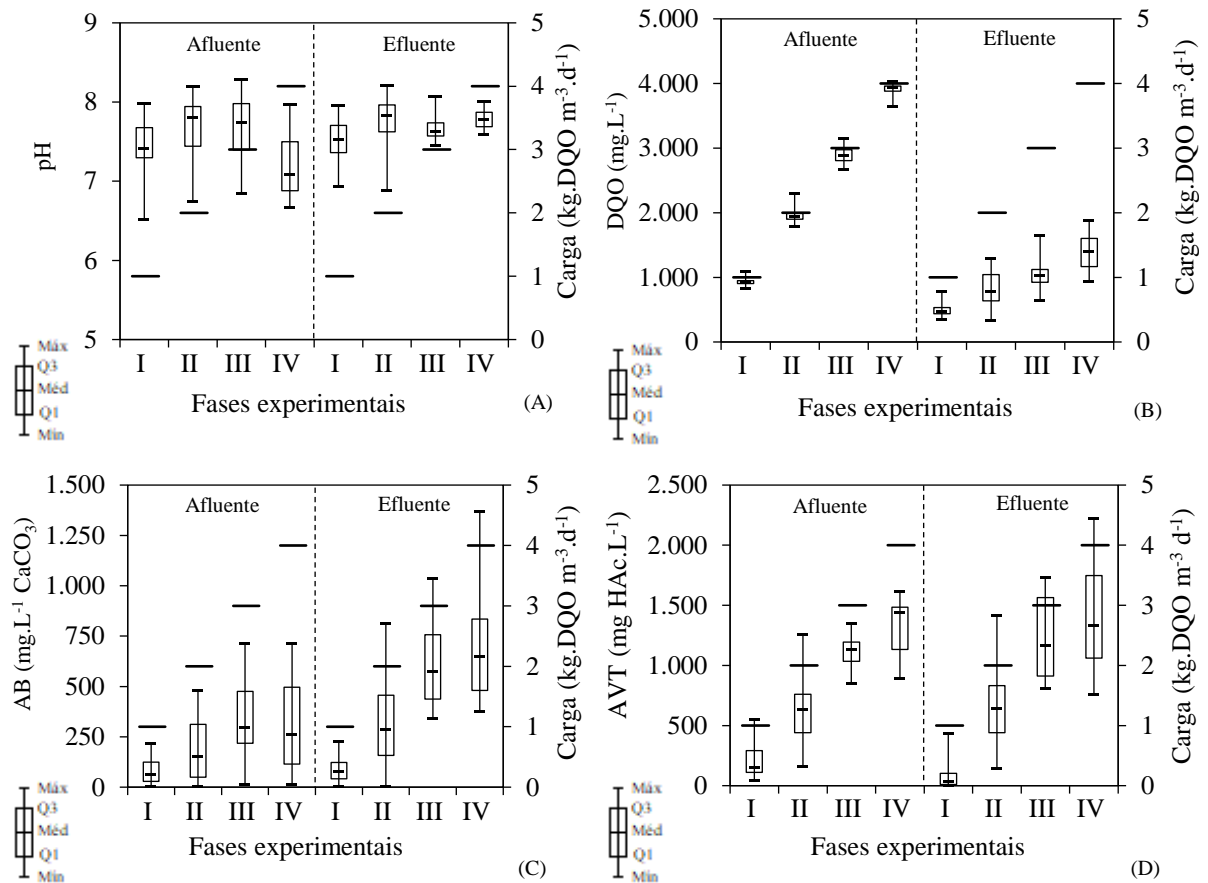
### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo dos 420 dias de monitoramento foi constatado que a temperatura do efluente no reator UASB apresentou oscilações em cada fase, com médias de 25,6; 19,8; 22,5 e 25,6°C para as fases I, II, III e IV, respectivamente, sendo as temperaturas dos extremos observadas de 29,5°C e 14,8°C, com média de 22,2°C. Nestas condições, o crescimento dos microrganismos mesófilos (20 - 45 °C) é intensificado, otimizando, portanto, a capacidade do reator de estabilizar matéria orgânica e de fornecer energia necessária para o crescimento microbiano (MADIGAN; MARTINKO, 2014).

A redução da temperatura no reator UASB pode provocar insuficiência da capacidade metanogênica do mesmo e, conseqüente, redução da estabilização de matéria orgânica, como observado por Zhang et al. (2018), com diminuição da remoção de DQO de 64% para 55%, após reduzir a temperatura de 16 para 10°C. Enquanto que Rizvi et al. (2015) observaram aumento de 66% de remoção de DQO a 17°C para 81% de remoção de DQO a 30°C.

Nas Figuras 2A, 2B, 2C e 2D estão representados os box-plot dos valores de pH, DQO, alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT), respectivamente, do afluente e efluente do reator UASB, observados durante os 420 dias de monitoramento sob as respectivas fases operacionais e cargas orgânicas aplicadas. Complementando esses dados, na Tabela 2 estão representadas as estatísticas das médias de cada variável nas respectivas fases.

Figura 2. Variação dos valores de alcalinidade bicarbonato (AB) (A) e ácidos orgânicos voláteis totais (AVT) (B), potencial hidrogeniônico (pH) (C) e demanda química de oxigênio (DQO) (D) entre afluente e efluente do UASB durante as fases e as cargas orgânicas aplicadas (—).



I, II, III e IV: fases experimentais 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Fonte: Do Autor (2019).

Tabela 2 - Valores médios de pH, alcalinidade bicarbonato (AB), ácidos voláteis totais (AVT) e relação entre alcalinidade intermediária e parcial (I/AP) obtidos no afluente e efluente do reator anaeróbico de manta de lodo (UASB).

Fases	pH		AB (mg L <sup>-1</sup> de CaCO <sub>3</sub> )		AVT (mg L <sup>-1</sup> de HAc)	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2
I	7,4Aab	7,5Aa	86Aa	86Aa	200Aa	168Aa
II	7,7Ab	7,8Ab	195Aab	329Bb	643Ab	685Ab
III	7,7Ab	7,7Aab	340Ac	611Bc	1.114Ac	1.242Ac
IV	7,2Aa	7,8Bb	316Abc	683Bc	1.317Ad	1.418Ac

Fases	AI/AP		DQO (mg L <sup>-1</sup> )		% de DQO removido
	P1	P2	P1	P2	
I	0,76Aa	0,25Ba	931Aa	495Ba	46,6a
II	0,94Aa	0,24Ba	1.953Ab	837Bb	57,2b
III	1,97Ab	0,58Bb	2.899Ac	1.039Bc	64,3c
IV	2,13Ab	0,56Bb	3.914Ad	1.387Bd	64,5c

P1: afluente ao UASB; P2: efluente ao UASB; média seguida da mesma letra maiúscula entre P1 e P2 para cada variável e fase na linha não diferem entre pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; médias seguidas de letras pequenas nas colunas para P1 e P2 de variável não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Do Autor (2019).

Observa-se que os resultados de pH entre afluente e efluente do reator apresentaram medianas variando entre 7 e 8 nas quatro cargas aplicadas (1, 2, 3 e 4 m<sup>3</sup> kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO). Os máximos valores de pH no afluente e efluente foram 8,3 na fase III e 8,2 na fase II, respectivamente, havendo efeitos significativos somente na fase IV entre P1 (afluente) e P2 (efluente) (Figura 2A). Os resultados das medianas de pH estão dentro da faixa de 6 a 8, condição ampla de desempenho metanogênico das arqueias, muito embora a faixa ótima compreenda pH entre 6,8 a 7,4 (CHERNICHARO et al., 2015). Além disso, efeitos toxicológicos também podem resultar em ineficiência de reatores anaeróbios, como observado por Dai et al. (2016) ao constatar redução em mais de 50% de metano em reator anaeróbico após aumento crescente de pH de 4 para 9 e relação C/N de 5/1 para 20/1; e Zeb et al. (2019) após observarem redução de 57% a 83% de metano, em comparação ao tratamento controle, após

níveis de salinidade entre 12 e 49 g L<sup>-1</sup> e nitrogênio amoniacal total entre 2 e 11 g L<sup>-1</sup> em tratamento anaeróbio de efluentes de laticínios.

As concentrações de DQO afluente seguiram o critério da COV de entrada para cada fase no reator UASB, com concentrações de 1.000, 2.000, 3.000 e 4.000 mg L<sup>-1</sup> de DQO (Figura 2B), proporcionando baixa amplitude dos dados entre o primeiro e terceiro quartil do box plot e resultando em medianas semelhantes às médias. A presença de outlier inferior na fase III provavelmente foi ocasionado pela deposição de material orgânico no tanque de alimentação do reator em algum momento da fase.

Em função da estabilização do reator, constatou-se redução das concentrações de DQO ao final de cada fase, observando baixos valores interquartis e medianas de 467, 792, 1.022 e 1.405 mg L<sup>-1</sup> de DQO (Figura 2B), resultando, assim, em concentrações médias e estatisticamente significativas entre fases e entre P1 (afluente) e P2 (efluente), o que resultou em eficiências médias de 46,6, 57,2, 64,3 e 64,5% (Tabela 2) nas fases I, II, III e IV, respectivamente. As melhorias nas eficiências de DQO podem estar associadas ao aumento de frações de sólidos suspensos voláteis no afluente incrementadas pelo aumento das cargas de 1 a 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO e manutenção das condições de estabilidade do sistema, o que pode ter favorecido a remoção de partículas orgânicas por sedimentação, interceptação no manto de lodo e conversão a biogás (CHAUMP et al., 2019).

Outros estudos, também utilizando reatores UASB em diversas configurações de tratamento e várias águas residuárias, foram capazes de obter consideráveis eficiências de remoção de DQO, como Monte et al. (2019) que avaliaram diferentes COVs e constataram remoção de 95% de DQO aplicando 32 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO de água residuária de suinocultura, enquanto que Goddek et al. (2018) observaram redução de 57% para 11% na remoção de DQO quando se alterou as condições de pH entre 6,5 a 7 para 5,5 a 6. Jiraprasertwong et al. (2019) constataram eficiência de remoção de DQO até 89% aplicando-se 5 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO tratando água residuária do processamento de mandioca, porém, os mesmos autores constataram que o sistema reduziu sua capacidade de estabilização de matéria orgânica com o aumento da COV e, conseqüente aumento dos AVT no reator e redução da produção de biogás.

Nas Figuras 2 (C e D) observa-se que houve incremento nas concentrações das medianas da alcalinidade bicarbonato (AB) e ácidos voláteis totais (AVT) no box plot efluente, constatando-se concentrações de 480 e 835 mg L<sup>-1</sup> CaCO<sub>3</sub> no primeiro e terceiro quartil de AB, respectivamente, e 1.061 e 1.748 mg HAc L<sup>-1</sup> no primeiro e terceiro quartil de AVT, ambas com carga de 4 kg d<sup>-1</sup> de DQO aplicada na fase IV. Estatisticamente houve efeitos significativos

das médias de AB entre afluentes e efluentes nas fases II, III e IV, observando-se também significância de cada ponto entre a fase I e IV (Tabela 2). A maior produção de alcalinidade no reator permite que as médias e medianas dos valores de pH se estabeleçam dentro da faixa ótima de desempenho do reator anaeróbio, como afirmado por Chernicharo et al. (2015).

Ressalta-se que os valores de pH superiores a 8 (Figura 2A) podem ter inibido a comunidade microbiana no sistema e ter proporcionado, assim, redução da concentração de AB e acúmulo de AVT, sendo este último com concentrações superiores a  $500 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{CaCO}_3$  estabelecido como limite de estabilidade de reatores anaeróbios (GERARDI, 2003). Além disso, o entendimento para as maiores variações entre máximos, mínimos e a presença de outliers dos dados de AB e AVT efluente, observadas nos box-plots (Figuras 2C e 2D), possivelmente ocorreram um função da dinâmica da manutenção da estabilidade no reator, uma vez que a interação da alcalinidade com os ácidos voláteis, durante a digestão anaeróbia, fundamentam-se na capacidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH (CHERNICHARO, 2016).

A relação entre alcalinidade intermediária e a parcial (AI/AP) apresentou, nas fases I e II no efluente, resultados de 0,25 e 0,24 e estatisticamente diferentes em relação ao afluente, sendo inferiores ao limite de 0,3 estabelecido por Ripley et al. (1986) como condição ideal de estabilidade do reator UASB. Apesar dos maiores valores observados nas fases III e IV, estes foram inferiores aos limites estabelecidos para a inibição efetiva da fase metanogênica, que ocorre apenas em valores de AI/AP acima de 0,8. Tem sido relatado na literatura, principalmente no tratamento de efluentes agroindustriais, valores de relação AI/AP entre 0,45 e 0,62 (MAZARELI et al., 2016) tratando água residuária de suinocultura. Shofir et al. (2015) observaram variação entre 0,4 e 1,2 de relação AI/AP na digestão de dejetos orgânicos de café e laticínios, entretanto, para todas as condições, constataram-se redução da eficiência de DQO em mais de 35% aplicando-se COVs entre 4,2 e  $8,5 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO. Diferente do observado no presente trabalho, em que apesar da elevação da COV afluente ao reator e da relação AI/AP, houve aumento da eficiência de remoção de DQO.

Em estudos semelhantes, Pereira et al. (2011) encontraram relação IA/AP de 1,6 para o RAC (reator anaeróbio compartimentado) e de 1,8 para o UASB operados em escala plena no tratamento de efluentes de suinocultura. Segundo os autores esta condição ocorreu porque mesmo com os reatores operando com TDH quase constante, ainda obtiveram variações na COV pelas variações da concentração de DQO afluente, diminuindo a alcalinidade bicarbonato, relacionada à AP, e aumento nas concentrações de ácidos voláteis, relacionado com AI.

Ocorreu redução significativa dos valores de AVT ao passar pelo reator UASB. Este comportamento da AT e dos AVT, juntamente com os valores de pH, indica que houve estabilidade e capacidade de tamponamento do reator UASB não permitindo o acúmulo de ácidos voláteis, que levariam à redução dos valores de pH e, conseqüentemente, à falência do tratamento (SILVA; NOUR, 2005).

Observa-se, na Tabela 3, a matriz de correlação entre as variáveis físico, químicas e operacionais consideradas significativas ( $\alpha = 0,05$ ) para o modelo de análise das componentes principais. Por meio da matriz de correlação foi possível identificar a relação entre as variáveis, demonstrando a tendência geral dos dados, bem como as variáveis de maior significância para a proposta deste estudo.

Tabela 3 - Matriz de correlação de Pearson entre as variáveis medidas e eficiência de remoção de DQO.

Fases	Variáveis	Ef <sub>DQO</sub> (%)	DQO <sub>af</sub>	DQO <sub>ef</sub>	T(°C)	pH	AB	AVT	AI/AP
I	Ef <sub>DQO</sub> (%)	<b>1</b>							
	DQO <sub>ef</sub>	<b>-0,962</b>	<b>1</b>						
	DQO <sub>af</sub>	0,167	0,104	<b>1</b>					
	T(°C)	-0,367	0,368	-0,066	<b>1</b>				
	pH	-0,056	0,053	-0,008	<b>0,463</b>	<b>1</b>			
	AB	0,334	<b>-0,355</b>	-0,063	-0,159	0,245	<b>1</b>		
	AVT	0,282	-0,317	-0,118	-0,153	0,080	<b>0,782</b>	<b>1</b>	
	AI/AP	-0,015	-0,024	-0,129	<b>-0,464</b>	-0,354	-0,037	0,180	<b>1</b>
II	Ef <sub>DQO</sub> (%)	<b>1</b>							
	DQO <sub>ef</sub>	<b>-0,983</b>	<b>1</b>						
	DQO <sub>af</sub>	-0,114	0,290	<b>1</b>					
	T(°C)	<b>-0,655</b>	<b>0,646</b>	0,101	<b>1</b>				
	pH	<b>-0,411</b>	<b>0,379</b>	-0,095	0,255	<b>1</b>			
	AB	<b>-0,707</b>	<b>0,695</b>	0,085	<b>0,407</b>	<b>0,590</b>	<b>1</b>		
	AVT	<b>-0,750</b>	<b>0,735</b>	0,076	<b>0,591</b>	<b>0,484</b>	<b>0,801</b>	<b>1</b>	
	AI/AP	<b>0,395</b>	<b>-0,379</b>	-0,018	<b>-0,247</b>	<b>-0,791</b>	<b>-0,587</b>	<b>-0,365</b>	<b>1</b>
III	Ef <sub>DQO</sub> (%)	<b>1</b>							
	DQO <sub>ef</sub>	<b>-0,981</b>	<b>1</b>						
	DQO <sub>af</sub>	-0,346	<b>0,518</b>	<b>1</b>					
	T(°C)	0,341	-0,357	-0,294	<b>1</b>				
	pH	0,016	-0,072	-0,202	-0,035	<b>1</b>			
	AB	-0,182	0,150	-0,003	<b>-0,425</b>	<b>0,538</b>	<b>1</b>		
	AVT	-0,233	0,284	0,350	-0,284	0,253	<b>0,461</b>	<b>1</b>	
	AI/AP	-0,143	0,187	0,193	-0,042	<b>-0,856</b>	<b>-0,638</b>	-0,248	<b>1</b>
IV	Ef <sub>DQO</sub> (%)	<b>1</b>							
	DQO <sub>ef</sub>	<b>-0,992</b>	<b>1</b>						
	DQO <sub>af</sub>	0,235	-0,109	<b>1</b>					
	T(°C)	0,412	-0,124	-0,034	<b>1</b>				
	pH	0,339	-0,336	0,064	0,183	<b>1</b>			
	AB	-0,549	0,515	-0,348	-0,082	0,269	<b>1</b>		
	AVT	<b>-0,768</b>	<b>0,735</b>	-0,417	0,244	-0,095	0,502	<b>1</b>	
	AI/AP	0,487	-0,463	0,266	0,011	-0,184	<b>-0,671</b>	<b>-0,584</b>	<b>1</b>

pH: potencial hidrogeniônico; AB: alcalinidade bicarbonato; AVT: ácidos voláteis totais; AI/AP: relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial; T(°): temperatura do reator. DQO<sub>ef</sub>: demanda química de oxigênio afluente ao reator; DQO<sub>af</sub>: demanda química de oxigênio efluente ao reator; Ef<sub>DQO</sub>(%): eficiência de remoção de DQO. Valores em negrito representam dados significativos a 0,05 pelo teste t.

Fonte: Do Autor (2019).



Constatou-se que o aumento das cargas orgânicas de 1, 2, 3 para 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, representadas pelas fases I, II, III e IV, respectivamente, proporcionaram alterações nas variáveis correlacionadas. As maiores correlações significativas, negativas e extremamente altas foram observadas em todas as fases com a interação entre DQO<sub>ef</sub> e Ef<sub>DQO(%)</sub> ( $-0,962 \leq r \leq -0,992$ ). As correlações de AVT foram muito altas e positivas nas fases II e IV em relação a qualidade efluente da DQO, evidenciando valores de 0,735 nas respectivas fases, e moderada ( $r = 0,782$ ) e alta ( $r = 0,801$ ) nas fases I e II, respectivamente, ambas em relação a AB. Essas condições, segundo Metcalf e Eddy (2016), indicam proporcionalidade dos fatores na estabilidade do reator UASB, visto que maiores concentrações de alcalinidade no reator são necessárias para manutenção da capacidade de tamponamento aos ácidos orgânicos totais produzidos pelas bactérias acidogênicas (Tabela 3).

Destaca-se que a correlação negativa extremamente alta entre as variáveis Ef<sub>DQO(%)</sub> e DQO<sub>ef</sub> ( $r > -0,962$ ) entre todas as fases fortalecem condições lineares de causa-efeito observadas durante o início de cada fase, no qual foi constatado redução da eficiência de remoção de matéria orgânica no reator em função da mudança brusca de carga orgânica, mas que ao longo da fase tendia a uma redução e estabilização de mineralização, como observado nas médias de DQO na Tabela 2.

Ademais, foi constatado que o pH apresentou correlação negativa com intensidade moderada em relação a Ef<sub>DQO(%)</sub> ( $r = -0,411$ ) na fase II, enquanto que os dados da relação AI/AP foram significativos houve correlação negativa com intensidade moderada e muito alta em relação a temperatura na fase I ( $r = -0,464$ ); pH na fase II ( $r = -0,971$ ); AB na fase III ( $r = -0,638$ ); e AVT na fase IV ( $r = -0,584$ ), mais que isso, os dados evidenciam incrementos crescentes nas concentrações de AB e AVT ao longo dos 420 dias de monitoramento. Resultados semelhantes foram obtidos por Enitan et al. (2018) que constataram correlação negativa moderada ( $r = -0,427$ ), baixa e positiva moderada ( $r = 0,480$ ) em relação a DQO efluente, pH efluente e temperatura do efluente, respectivamente, em reator UASB tratando água residuária de cervejaria.

Para a temperatura, variável de grande influência na estabilização da matéria orgânica e atividade microbiológica durante a digestão anaeróbia, a exemplo do UASB tratando esgoto doméstico (ZHANG et al., 2018), águas residuárias de suinocultura (YANG et al., 2019) e laticínios (SILVA et al., 2019), constatou-se correlação negativa alta e significativa ( $r = -0,655$ ) com Ef<sub>DQO(%)</sub> ocorrido na fase II, porém, baixa correlação positivas nas fases III ( $r = 0,341$ ) e IV ( $r = 0,412$ ), indicando que nas condições de aplicações das cargas de 3 e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de

DQO, o aumento da temperatura proporcionou baixos efeitos sobre as eficiências de remoções orgânicas no reator, condições diferentes as observadas por Arora e Kazmi (2015) que obtiveram correlação positiva muito alta entre temperatura e as variáveis DQO ( $r = 0,740$ ) e DBO ( $r = 0,830$ ) tratando esgoto doméstico sintético na Índia.

A avaliação dos testes preliminares indicou que KMO foi de 0,650, portanto superior à 0,5, e teste de esfericidade de Bartlett rejeitando a hipótese nula ( $p$ -valor = 0,0001 e qui-quadrado de 715,94), indicando, portanto, que a aplicabilidade da PCA é apropriada.

A Tabela 4 fornece as cargas dos PCs para cada parâmetro. Esses carregamentos refletem a importância relativa de cada variável para um componente principal específico: quanto maior o carregamento de uma variável, maior a contribuição para a variação, representando os componentes principais.

Tabela 4 - Componentes principais da aplicação de PCA para características de água residuária de suinocultura.

Variáveis avaliadas	Componentes Principais							
	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5	CP6	CP7	CP8
DQO <sub>af</sub>	<b>0,902</b>	0,011	0,005	0,022	0,004	0,033	0,012	0,010
DQO <sub>ef</sub>	<b>0,685</b>	0,074	0,139	0,031	0,020	0,038	0,004	0,009
Ef <sub>DQO</sub> (%)	0,244	0,285	<b>0,297</b>	0,132	0,029	0,009	0,000	0,004
T(°C)	0,220	0,068	<b>0,385</b>	0,317	0,009	0,000	0,000	0,000
pH	0,012	<b>0,550</b>	0,258	0,067	0,102	0,012	0,000	0,000
AB	<b>0,431</b>	0,348	0,005	0,011	0,151	0,049	0,004	0,000
AVT	<b>0,895</b>	0,027	0,014	0,009	0,001	0,001	0,052	0,000
AI/AP	<b>0,422</b>	0,310	0,071	0,004	0,032	0,161	0,001	0,000
Variável Autovalores	3,812	1,673	1,174	0,593	0,348	0,303	0,074	0,023
Variância explicada	47,646	20,916	14,669	7,411	4,351	3,790	0,926	0,290
Variância acumulativa	47,646	68,562	83,231	90,642	94,993	98,784	99,710	100

Valores destacados indicam os parâmetros que mais influenciam em cada PC.

Fonte: Do Autor (2019).

Embora o número de PCs seja igual ao número de parâmetros analisados, geralmente, a maior parte da variação nos dados é explicada pelos primeiros PCs, no qual podem ser usados para representar as variáveis originais (ABDUL-WAHAB et al., 2005), atendendo, assim, aos

critérios de normalidade proposto por Kaiser (1960). A admissão do uso da PCA foi aceita após teste preliminar, obtendo valores do teste KMO de 0,701 e teste de Bartlett altamente significativo com  $p < 0,0001$  para o reator UASB.

Os resultados da análise de componentes principais (PCA), realizada com as concentrações e valores de sete grupos principais de influência na estabilização do reator UASB, indicaram que as variações foram mais bem explicadas por três eixos principais, PC1, PC2 e PC3, havendo variância total de 83,2%, dessa forma, há a redução de oito variáveis originais para três variáveis latentes. Diante disso, as principais variáveis que afetam mais intensamente a estabilidade da digestão anaeróbia no reator, na PC1, contemplaram 47,6% da variabilidade original dos dados e correlacionam-se positivamente entre as variáveis  $DQO_{af}$ ,  $DQO_{ef}$ , AB, AVT e AI/AP. Através da componente PC2 constatou-se que a variável pH foi responsável pela variabilidade de 20,9%, enquanto que a PC3 representou 14,6% da variabilidade original dos dados através das variáveis  $Ef_{DQO(\%)}$  e T (°C).

O entendimento desta correlação indica que água residuária de suinocultura, pós - tratamento UASB, ao apresentar relações AI/AP superiores a 0,3, limite preconizado por Riplay et al. (1986) para manutenção da estabilidade no reator, nas fases III e IV (Tabela 2), indicam aumento na concentração de ácidos orgânicos no reator e redução de alcalinidade, proporcionando, assim, possíveis alterações na dinâmica e estabilidade das arqueias metanogênicas, responsáveis pela produção de biogás. Entretanto, diferentemente do que ocorreu na PC1 e PC2, não se observaram correlação direta entre a temperatura e a eficiência de remoção de DQO na terceira componente principal, indicando que outras variáveis poderiam estar inibindo a estabilidade do reator, como distúrbios na alcalinidade (Tabela 4).

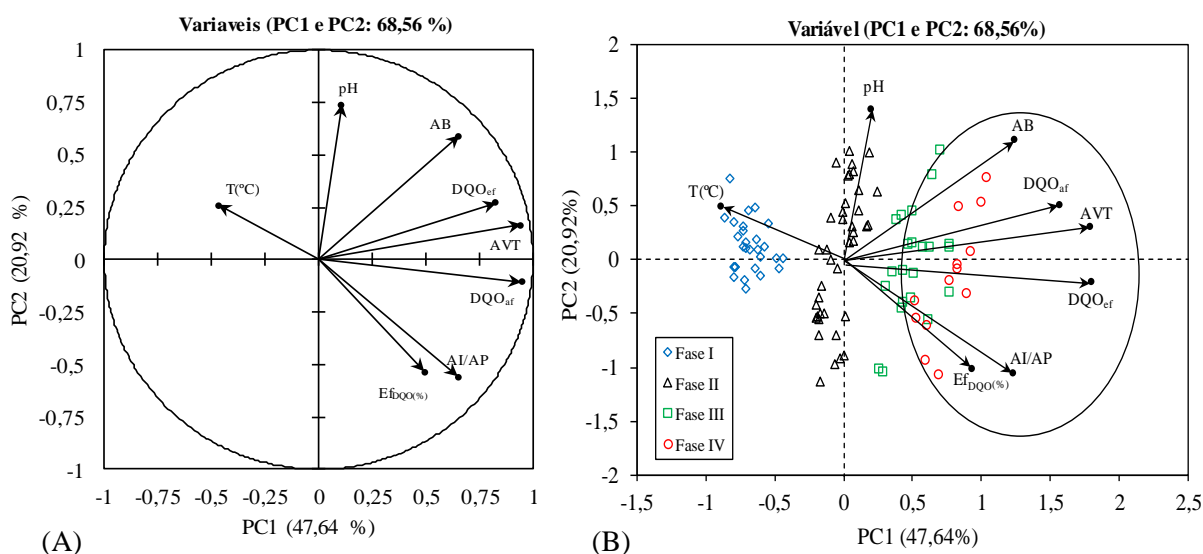
A extração dos valores das variáveis que representam a estabilidade do reator UASB foram avaliadas utilizando-se autovalores superiores a 1 ( $CP1 > 3$  e  $CP2 > 1,6$ ), como proposto por Kaiser (1960). Diante disso, os resultados presentes na Figura 3A mostram que a proximidade dos vetores  $DQO_{af}$  e AVT ( $r = 0,95$ ) e  $DQO_{ef}$  ( $r = 0,83$ ), apresentam alta correlação entre si e promovem uma representatividade considerável dos dados originais, além disso, mostrou ainda que, por se correlacionar negativamente ( $r = -0,47$ ), a temperatura da massa líquida pode influenciar na estabilização da matéria orgânica que entra no reator, o que é corroborado pela correlação negativa entre temperatura e eficiência de DQO e relação AI/AP quanto ao eixo PC1 (Figura 3A). Tripathi e Singal (2019) afirmam que quanto mais próximo de 1, mais representativos são os dados e, portanto, os valores das variáveis estudadas podem apresentar novas dimensões e manter a compreensão sobre os fenômenos estudados no sistema

de tratamento.

Enitan et al. (2018) tratando água residuária de cervejaria em UASB observaram que o primeiro espaço fator (PC1) explicou 34,2% da contribuição total das variáveis com carga positiva no pH final e remoção de DQO ( $r > 0,8$ ) e temperatura ( $r > 0,3$ ). Os autores ainda observaram que mostrou o efeito da condição do reator na conversão de matéria orgânica em metano durante a digestão anaeróbica no reator UASB em escala real. Wallace et al. (2016) avaliaram uma estação de tratamento de esgoto no Canadá e verificaram redução de 19 variáveis originais para oito componentes, PCA reduziu os dados de 19 para oito variáveis, com um bom ajuste para a matriz de dados original (medida de similaridade de 0,73), além de verificar correlações negativas entre DQO e pH em lagoas de estabilização (-0,71).

Uma PCA biplot de PC1 vs PC2 (Figura 3B), expressa por vetores, mostrou que os scores das correlações tenderam a apresentar um grande agrupamento de dados com padrão bem definido, indicando que o aumento das cargas orgânicas de 1, 2, 3 e 4  $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$  de DQO, fase I, II, III e IV, respectivamente, proporcionaram incrementos nas concentrações de compostos orgânicos e alcalinidade no reator, indicando ainda que os altos valores das concentrações de AB,  $\text{DQO}_{\text{af}}$  e ATV tiveram maiores efeitos na remoção de matéria orgânica e estabilidade alcalina no reator em relação ao pH.

Figura 3 - Análise de componentes principais (PCA) avaliadas sob o critério de Kaiser (A) e scores da PCA ao longo das fases experimentais em reator UASB (B). Círculo em B indicam agrupamento de dados discutidos.



O PCA foi realizado em concentrações de variáveis ambientais no UASB: potencial hidrogeniônico (pH); alcalinidade bicarbonato (AB); ácidos voláteis totais (AVT); relação entre alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP); temperatura do reator T(°); demanda química de oxigênio afluente ao reator (DQO<sub>ef</sub>); demanda química de oxigênio efluente ao reator (DQO<sub>ef</sub>); eficiência de remoção de DQO (Ef<sub>DQO</sub>(%)); demanda química de oxigênio (DQO). Comprimentos de seta são proporcionais aos carregamentos de cada grupo nos dois eixos. Diferentes cores pontuais representam diferentes fases de operacionais no reator ao longo de 420 dias de monitoramento do reator UASB.

#### **4. CONCLUSÃO**

A estabilidade do reator foi alcançada ao longo de cada fase, resultando em eficiências crescentes de DQO de 47% na fase I para 65% na fase IV, e manutenção da alcalinidade bicarbonato.

Os resultados obtidos demonstram que a análise de correlação e PCA são ferramentas importantes para avaliar as relações de agrupamento de dados que caracterizam a estabilidade de reatores anaeróbios. A análise de correlação permitiu interpretar as correlações lineares entre todos os parâmetros em estudo, indicando que a caracterização de DQO afluente, as concentrações de AVT e AB apresentaram alta correlação positiva entre si, representando maior variabilidade dos dados.

Foram obtidas três componentes principais, responsáveis pela explicação de 83,2% da variância total dos dados originais, sendo a PC1 responsável por 47,6%, a PC2 por 20,9% e a PC3 por 14,6%. As variáveis AB, DQO<sub>af</sub> e ATV tiveram maiores efeitos na remoção de matéria orgânica e estabilidade alcalina no reator em relação ao pH.

#### **AGRADECIMENTOS**

A pesquisa foi desenvolvida com auxílio de recursos financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15).

#### **REFERÊNCIAS**

ABDUL-WAHAB, S. A.; BAKHEIT, C. S.; AL-ALAWI, S. M. Principal component and multiple regression analysis in modelling of ground-level ozone and factors affecting its concentrations. **Environmental Modelling & Software**, v. 20, p. 1263-1271, 2005.

ADDINSOFT. Data analysis and statistical solution for Microsoft Excel, Paris, France (2016).

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, 1268p

ARORA, S.; KAZMI, A. A. The effect of seasonal temperature on pathogen removal efficacy of vermifilter for wastewater treatment. **Water Research**, v. 74, p. 88-99, 2015.

BROWN, P. C.; BOROWSKA, E.; SCHWARTZ, T.; CHIFRE, H. Impact of the particulate matter from wastewater discharge on the abundance of antibiotic resistance genes and facultative pathogenic bacteria in downstream river sediments. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 1171-1178, 2019.

CAO, L. P.; ZHOU, T.; LI, Z. H.; WANG, J. J.; TUAN, J.; RUAN, R.; LIU, Y. H. Effect of combing adsorption-stripping treatment with acidification on the growth of *Chlorella vulgaris* and nutrient removal from swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 263, p. 10-16, 2018.

CHAUMP, K.; PREISSER, M.; SHANMUGAM, S. R.; PRASAD, R.; ADHIJARI, S.; HIGGINS, B. T. Leaching and anaerobic digestion of poultry litter for biogas production and nutrient transformation. **Waste Management**, v. 84, p. 413-422, 2019.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbicos. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Desa – UFMG, 2016. 379p.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN LIER, J. B.; NOYOLA, A.; RIBEIRO, T. B. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, p. 649-679, 2015.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. Safras. 2018. Disponível em: <<https://portaldeinformacoes.conab.gov.br/index.php/safras?view=default>>. Acesso em: 22 de fev. de 2019.

DAI, X.; LI, X.; ZHANG, D.; CHEN, Y.; DAI, L. Simultaneous enhancement of methane production and methane content in biogas from waste activated sludge and perennial ryegrass anaerobic co-digestion: The effects of pH and C/N ratio. **Bioresource Technology**, v. 16, p. 323-330, 2016.

DING, W.; CHENG, S.; YU, L.; HUANG, H. Effective swine wastewater treatment by combining microbial fuel cells with flocculation. **Chemosphere**, v. 182, p. 567-573, 2017.

ELBANA, T., GABER, H.M., KISHK, F.M. Soil Chemical Pollution and Sustainable Agriculture. In: El-Ramady, H., Alshaal, T., Bakr, N., Elbana, T., Mohamed, E., Belal, AA. (eds). **The Soils of Egypt**. World Soils Book Series. Springer, Cham. 2019. 227p.

ENITAN, A. M.; KUMARI, S.; ODIYO, J. O.; BUX, F.; SWALAHA, F. M. Principal component analysis and characterization of methane community in a full-scale bioenergy

producing UASB reactor treating brewery wastewater. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 10, p. 1-8, 2018.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P.; SILVA, F. L.; CHAN, B. L. Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009. 544p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, R.; PEREIRA, E.; FIA, F. R. L.; EMBOABA, D. G.; GOMES, E. W. Start-up of anaerobic reactors for slaughterhouse wastewater treatment. **Engenharia Agrícola**, v. 35, p.331-339, 2015.

GARCÍA, D.; GODOS, I.; DOMÍNGUEZ, T.; BOLADO, S.; MUÑOZ, R. A. Systematic comparison of the potential of microalgae-bacteria and purple phototrophic bacteria consortia for the treatment of piggyery wastewater. **Bioresource Technology**, v. 276, p. 18-27, 2019.

GERARDI, M. H. **The microbiology of anaerobic digesters**. New Jersey: Wiley & Sons, 2003. 130p.

GODDEK, S.; DELAIDE, B. P. L.; JOUCE, A.; WUERTZ, S.; JIJAKLI, M. H.; GROSS, A.; EDING, E.; BLÄSER, I.; REUTER, M.; KEIZER, L. C. P.; MORGENSTERN, R.; KÖRNER, O.; VERRETH, J.; KEESMAN, K. J. Nutrient mineralization and organic matter reduction performance of RAS-based sludge in sequential UASB-EGSB reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 83, p. 10-19, 2018.

HOPKINS, W. G. **A new view of statistics**. Middlesbrough: Internet Society for SportScience, 2016. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/>> Acesso em: 26 ago. 2019.

JIRAPRASERTWONG, A.; MAITRIWONG, K.; CHAVADEJ, S. Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Renewable Energy**, v. 130, p. 195-205, 2019.

KAISER, H. F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**, v. 39, n. 1, p. 31-36, 1974.

KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, p. 141-151, 1960.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M. **Brock Biology of Microorganisms**. 14 ed. 2014. 1032p.

MAZARELI, R. C. S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic co-digestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, v. 5, p. 122-121, 2016.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Porto Alegre: AMGH. 2016. 2008p.

MONTES, J. Á.; LEIVAS, R.; MATÍNEZ-PRIETO, D.; RICO, C. Biogas production from the liquid waste of distilled gin production: Optimization of UASB reactor performance with increasing organic loading rate for co-digestion with swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 274, p. 43-47, 2019.

MORA-ORAZCO, C. D. L.; GONZÁLEZ-ACUÑA, I. J.; SAUCEDO-TERÁN, R. A.; FLORES-LÓPEZ, H. E.; RUBIO-ARIAS, H. O.; OCHOA-RIVERO, J. M. Removing Organic Matter and Nutrients from Pig Farm Wastewater with a Constructed Wetland System. **International Journal Research Public Health**, v. 15, p. 1031-1047, 2018.

NERY, V. D.; ALVES, I.; DAMIONOVIC, M. H. R. Z.; PIRES, E. C. Hydraulic and organic rates applied to pilot scale UASB reactor for sugar cane vinasse degradation and biogas generation. **Biomass and Bioenergy**, v. 119, p. 411-417, 2018.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; FIA, F. R. L.; NERIS, F. R.; COUTINHO, L. F.; FILHO, L. C. A. L. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon* sp.). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 155-165, 2019.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F.; OLIVEIRA NETO, A. M. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum Technology**, v. 33, p. 287-293, 2011.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, p. 406-411, 1986.

RIZVI, H.; AHMAD, N.; ABBAS, F.; BUKHARI, I. H.; YASAR, A.; ALI, S.; YASMEEN, T.; RIAZ, M. Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 8, p. 780-768, 2015.

SEIPLE, T.; COLEMAN, A. M.; SKAGGS, R. L. Municipal wastewater sludge as a sustainable bioresource in the United States. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 676-680, 2019.

SHOFIE, M.; QIAO, W.; LI, Q.; TAKAYANAGI, K.; LI, Y-Y. Comprehensive monitoring and management of a long-term thermophilic CSTR treating coffee grounds, coffee liquid, milk waste, and municipal sludge. **Bioresource Technology**, v. 192, p. 202-211, 2015.

SHOFIR, M.; QIAN, W.; LI, Q.; TAKAYANAGI, K.; LI, Y-Y. Comprehensive monitoring and management of a long-term thermophilic CSTR treating coffee grounds, coffee liquid, milk waste, and municipal sludge. **Bioresource Technology**, v. 192, p. 202-211, 2015.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, p. 464-475, 2007.

SILVA, A. N.; MACÊDO, W. V.; SAKAMOTO, I. K.; PEREYRA, D. L. A. D.; MENDES, C. O.; MAINTINGUER, S. I.; FILHO, R. A. C.; DAMIANOVIC, M. H. Z.; VARESCHE, M. B. A.; AMORIM, E. L. C. Biohydrogen production from dairy industry wastewater in an anaerobic fluidized-bed reactor. **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 257-264, 2019.

SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 268-275, 2005.



- SINGH, N. K.; GUPTA, G.; UPADHYAY, A. K.; RAI, U. N. **Biological Wastewater Treatment for Prevention of River Water Pollution and Reuse: Perspectives and Challenges**. In: Singh R., Kolok A., Bartelt-Hunt S. (eds) *Water Conservation, Recycling and Reuse: Issues and Challenges*. Springer, Singapore. 2019. 276p.
- STOYANOVA, E.; FORSTHUBER, B.; POHN, S.; SCHWARZ, C.; FUCHS, W.; BOCHMANN, G. Reducing the risk of foaming and decreasing viscosity by two-stage anaerobic digestion of sugar beet pressed pulp. **Biodegradation**, v. 24, p. 965-978, 2013.
- TOBIAS, S.; CARLSON, J. E. Brief report: Bartlett's test of sphericity and chance findings in factor analysis. **Multivariate Behavioral Research**, v. 4, p. 375-377, 1969.
- TRIPATHI, M.; SINGAL, S. K. Use of Principal Component Analysis for parameter selection for development of a novel Water Quality Index: A case study of river Ganga India. **Ecological Indicators**, v. 96, p. 430-436, 2019.
- WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations, **Water Research**, v. 96, p. 155-165, 2016.
- WANG, R.; FENG, F.; CHAI, Y.; MENG, X.; SUI, Q.; CHEN, M.; QI, K. Screening and quantitation of residual antibiotics in two different swine wastewater treatment systems during warm and cold seasons. **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 1542-1554, 2019.
- YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. **Renewable Energy**, v. 138, p. 512-530, 2019.
- ZEB, I.; MA, J.; MEHBOOB, F.; KAFLE, G. K.; AMIM, B. A. Z.; NAZIR, M. R.; NGEGBWA, P.; FREAR, C. Kinetic and microbial analysis of methane production from dairy wastewater anaerobic digester under ammonia and salinity stresses. **Journal of Cleaner Production**, v. 229, p. 797-808, 2019.
- ZHANG, L.; DE VRIZE, J.; HENDRICKX, T. L. G.; WEI, W.; TEMMINK, H.; RIJNAARTS, H.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2088-209, 2018.

**ARTIGO 2 - SISTEMA INTEGRADO UASB, FBAS, SAC - FHSS PARA REMOÇÃO  
DE MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA SOB  
DIFERENTES CARGAS ORGÂNICAS**

**ARTICLE 2 - INTEGRATED SYSTEM UASB, FBAS, CW - HSSF FOR THE  
REMOVAL OF ORGANIC MATTER OF THE SWINE WASTEWATER AT  
DIFFERENT LOADS**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o  
Manual de normalização e estruturas de teses da UFLA.**

## **SISTEMA INTEGRADO UASB, FBAS, SAC - FHSS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTES DE SUINOCULTURA SUBMETIDAS A DIFERENTES CARREGAMENTOS**

**RESUMO:** O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um sistema integrado por reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e sistema alagado construído de fluxo horizontal sub-superficial (SAC – FHSS) na estabilização de matéria orgânica de água residuária de suinocultura em diferentes cargas orgânicas. O reator UASB e o FBAS tiveram volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>, 0,8 de altura e 0,25 m de diâmetro. O FBAS foi preenchido com fragmentos de conduíte e recebeu médias entre 4 e 6 L min<sup>-1</sup> de ar. O sistema SAC – FHSS foi preenchido com brita zero, cultivado com capim-tifton 85. Foram aplicadas quatro cargas orgânicas (1, 2, 3 e 4 kg de DQO m<sup>-3</sup>d<sup>-1</sup>), alteradas através da concentração de DQO da ARS bruta, sendo cada carga referente as fases I (163 dias), II (136 dias), III (77 dias) e IV (44 dias), respectivamente. O TDH médio variou entre 0,98 e 1,06 d entre todas as fases para o UASB e FBAS, e 3,5 d no SAC - FHSS. Foi aplicada análise de componentes principais (PCA) aos dados obtidos para redução da dimensionalidade dos mesmos. Foram observados valores de pH e temperatura mais acentuados na primeira fase. Houve aumento da eficiência média de remoção de DQO e DBO de 45% na fase I para 67% na fase IV nos reatores UASB, FBAS e SAC. As correlações positivas fortes entre as variáveis DBO, DQO e ST de entrada no UASB indicam significativa contribuição da qualidade do efluente na dinâmica ao longo do sistema, diferentemente observado na saída do SAC - FHSS. A análise de componentes principais promoveu a redução de 13 variáveis originais de qualidade da água residuária para 5, 8 e 5 componentes principais nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente, otimizando a dinâmica de interpretação dos dados que mais influenciaram a estabilidade do sistema ao longo das quatro fases. Assim, verificou-se que o acompanhamento da alcalinidade bicarbonato e consumo de ácidos voláteis totais e, conseqüente manutenção do pH durante as fases I e II, indicaram estabilização satisfatória do reator.

**Palavras-chaves:** tratamento biológico, demanda bioquímica de oxigênio, análise multivariada, estabilidade de tratamento.

**INTEGRATED SYSTEM UASB, FBAS, CW - HSSF FOR REMOVAL OF ORGANIC  
MATTER FROM SWINE WASTEWATER SUBMITTED TO DIFFERENT  
ORGANIC LOADING**

**ABSTRACT**

The aims of this study were to evaluate the performance of an integrated upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), submerged aerated biological filter (SABF) and horizontal subsurface flow constructed wetland (CW – HFCW) system in the stabilization of swine wastewater organic matter at different organic loads. The UASB and SABF reactors had a useful volume of 0.016 m<sup>3</sup>, 0.8 height and 0.25 m in diameter. The SABF was filled with chopped conduit and received averages between 4 and 6 L min<sup>-1</sup> of air. The HFCW was filled with gravel zero, grown with Tifton 85 grass. Four organic loading (1, 2, 3 and 4 kg of COD m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>) were applied, altered by COD concentration of ARS, each referring to phases I (163 days), II (136 days), III (77 days) and IV (44 days), respectively. The average HRD ranged from 0.98 to 1.06 d across all phases for UASB and FBAS, and 3.5 d at SAC - FHSS. Principal component analysis (PCA) was applied to the data obtained to reduce their dimensionality. The higher pH and temperature values were observed in the first phase. The average COD and BOD removal efficiency increased from 45% in phase I to 67% in phase IV in the UASB, SABF and HFCW reactors. The strong positive correlations between the BOD, COD and ST variables at the UASB input indicate a significant contribution of effluent quality to the dynamics throughout the system, differently observed at the HFCW output. Principal component analysis promoted the reduction of 13 original wastewater quality variables to 5, 8 and 5 principal components in the UASB, FBAS and SAC - FHSS reactors, respectively, optimizing the data interpretation dynamics that most influenced the stability of the wastewater system throughout the four phases. Thus, it was found that the monitoring of bicarbonate alkalinity and total volatile acid consumption and consequent pH maintenance during phases I and II indicated satisfactory reactor stabilization.

**Keywords:** biological treatment, chemical oxygen demand, multivariate analysis, treatment stability.

## 1. INTRODUÇÃO

O setor agropecuário de proteína animal é caracterizado por ser gerador de emprego e renda social, porém, a grande produtividade do setor, a forma de produção e manuseio dos resíduos e água residuária de suinocultura (ARS) o tem destacado também como um dos principais poluidores do ambiente, contaminando rios e águas subterrâneas (KIM et al., 2019), solos (TULLO et al., 2019), oceanos (VICENTE-CERA et al., 2019) e atmosfera (ISPRA, 2018), fornecendo riscos à saúde pública (ZHANG et al., 2019).

Os volumes consumidos de águas e a qualidade da ARS gerada estão associados em função de fatores alimentares, fisiológicos (idade, fase reprodutiva e peso do animal) e ambientais (temperatura, umidade, vento e tipos de instalações). Como consequência, a ARS é rica em matéria orgânica, suspensa e dissolvida, e nutrientes como nitrogênio, fósforo e potássio (MENG et al., 2019), havendo a necessidade de tratamento antes de sua destinação final.

Os reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendentes (UASB) se configuram como uma tecnologia bastante utilizada nos tratamentos de águas residuárias agroindustriais com elevadas cargas orgânicas, como laticínios (SHAMS et al., 2019), abatedouro (LOGANATH; MAZUMDER, 2018) e suinocultura (YANG et al., 2019). Entretanto, por ser um processo altamente complexo, não linear e dinâmico (HU et al., 2018), a utilização única deste tipo de reator, em muitas ocasiões, não atende aos padrões de qualidade de lançamentos exigidos pela legislação ambiental, requerendo tratamento complementar.

Nesse sentido, o uso de filtros biológicos aerados submersos (FBAS) e sistemas alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial (SAC - FHSS) são alternativas eficientes de pós-tratamento de reatores anaeróbios (VELÁZQUEZ; NACHEVA, 2017; MATOS et al., 2018). O FBAS apresenta as características de fluxo de ar ascendente, alto tempo de detenção biológica devido ao biofilme formado no meio suporte, otimizando a estabilização de matéria orgânica em curtos tempos de detenção hidráulica (PRIYA; PHILIP, 2015). Enquanto que os SAC - FHSS apresentam interação entre meio suporte, plantas e atividade microbológica, fortalecendo mecanismos de filtração, absorção, precipitação, adsorção e biodegradação de compostos orgânicos e remoção de nutrientes (MATOS et al., 2018; GIKAS; VRYZAS; TSIHRINTZIS, 2018).

Estudos como os de Abou-Elale et al. (2015) evidenciaram eficiências de remoções de 59 e 77% de DQO e SS em reator UASB, respectivamente, com carga orgânica de  $1,54 \text{ kg m}^3 \text{ d}^{-1}$  de DQO; e 91% de remoção de SS em filtro biológico aerado operando com carga orgânica de

0,9 kg m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Kadlec e Wallace (2009) afirmam que a eficiência de remoção de variáveis orgânicas em SAC - FHSS podem ser otimizadas com 70% de eficiência, configurando-se como importante unidade de pós-tratamento. Além disso, as variabilidades de temperatura também contribuem para a estabilização orgânica, como observada por Solano, Soriano e Ciria (2004) em região semiárida da Espanha, em que observaram entre 63 a 93% de DQO utilizando taxas de aplicação de 0,150 e 0,075 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e dois tipos de macrófitas.

Assim, a utilização de reatores anaeróbios, aeróbios e SAC - FHSSs tem demonstrado eficiência na remoção de contaminantes orgânicos (JIRAPRASERTWONG et al., 2019; SAEED et al., 2019). No entanto, se tem buscado otimizar os mecanismos de remoções destes reatores para sob diversos aspectos, como temperatura, cargas orgânicas e nutricionais, tempo de detenção hidráulica, atividade microbológica e arraste de nutriente e colmatagem em SAC (OWUSU-AGYEMAN et al., 2019; MATOS et al., 2019; ZHANG et al., 2018).

Diante da discussão, o objetivo do presente estudo foi avaliar o desempenho de um sistema integrado UASB, FBAS, SAC - FHSS na estabilização de matéria orgânica e sólidos de água residuária de suinocultura submetido a diferentes cargas orgânicas durante 420 dias de monitoramento.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1 Local de desenvolvimento da pesquisa**

O sistema de tratamento foi instalado e conduzido em escala de bancada no Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, Brasil (latitude 21°13'45"S, longitude 44°58'31"W).

### **2.2 Descrição do sistema de tratamento integrado**

O sistema de tratamento consistiu de um reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) integrado sequencialmente a um sistema de pós-tratamento composto por um filtro biológico aerado submerso (FBAS) e um sistema alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial (SAC - FHSS), projetados para o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS), com ênfase na estabilização de matéria orgânica.

O reator UASB e o FBAS foram projetados em material acrílico com 0,80 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>. Como inóculo, foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando 130,8 g L<sup>-1</sup> de ST, 37,9 g L<sup>-1</sup> de STV, 89,6 g L<sup>-1</sup> de SS e 25,3 g L<sup>-1</sup> de SSV, para inocular o reator experimental, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a 0,10 kg kg<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> expressa em termos de [DQO] [STV]<sup>-1</sup>[d]<sup>-1</sup> (CHERNICHARO, 2016), totalizando 0,00423 m<sup>3</sup> de lodo.

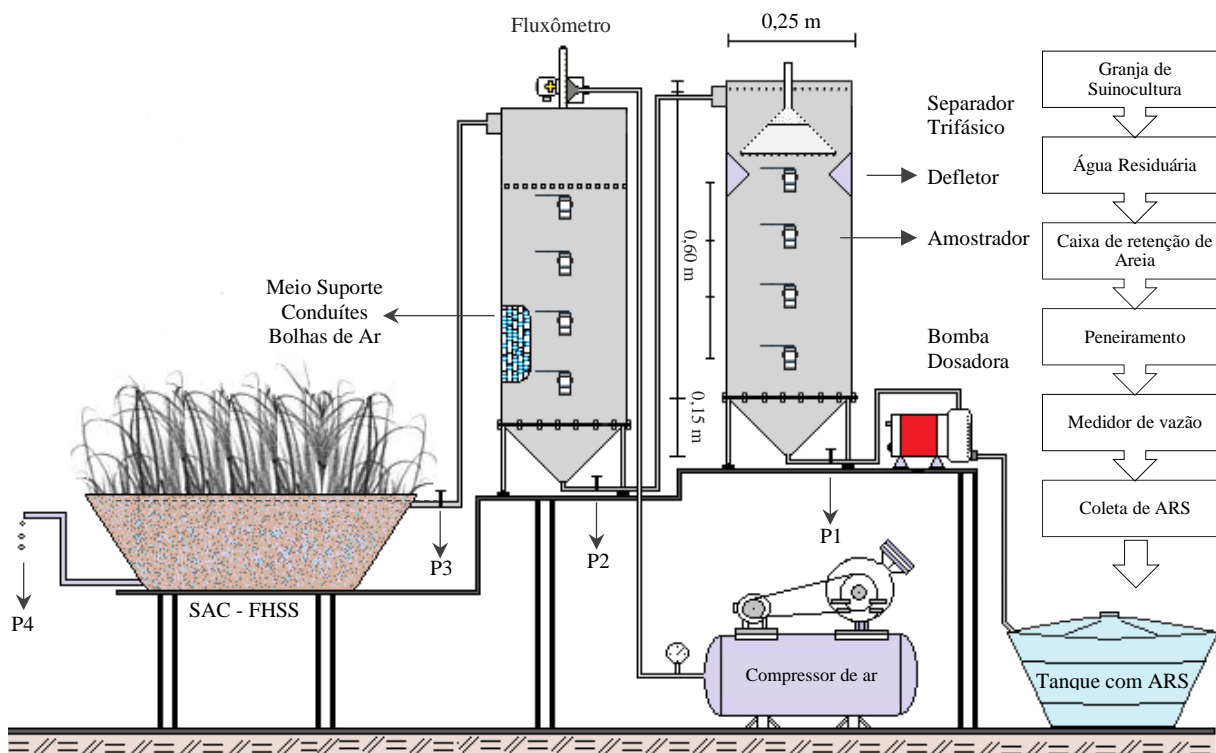
O FBAS foi preenchido com meio suporte que consistiu de material plástico de construção civil (fragmentos de conduítes) em função de sua rugosidade, maior capacidade de interação e tratamento entre os microrganismos e a ARS. O fornecimento de ar foi realizado com compressor de ar comprimido de capacidade de 14,4 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e a vazão de ar inserida com médias entre 4 e 6 L min<sup>-1</sup>.

O reator O SAC - FHSS utilizado como pós-tratamento dos reatores UASB e FBAS foi montado em estrutura de polietileno prismática, com 0,75 de comprimento, 0,25 m de largura e 0,3 m de altura, declividade de 0,002 m m<sup>-1</sup>, índice de vazios de 47,5% e nível do efluente mantido a 0,05 m abaixo da superfície do reator, resultando em um volume útil de 0,047 m<sup>3</sup>. No SAC - FHSS foi cultivado o capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*) por ser uma cultura perene, com alta taxa de crescimento e capacidade de absorção de nutrientes, resultando em cortes frequentes (ARAÚJO et al., 2018).

### 2.3 Amostragem de ARS

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente de uma granja suinícola de ciclo completo localizada em Lavras, MG. Antes das coletas, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento, dotado de tela em aço inox 304 com aberturas de 0,5 mm, e medidor de vazão por calha parshall fabricada em poliéster reforçado com fibra de vidro e resina ortoftálica. As coletas foram realizadas a cada 15 dias e a ARS armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C. A estrutura é apresentada no fluxograma das unidades de tratamentos presentes na Figura 1.

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS utilizada no tratamento de águas residuária de suinocultura.



Fonte: Do autor (2019)

O experimento foi conduzido em quatro fases, sendo a primeira representando a partida do reator com carga orgânica volumétrica de  $1,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO durante 163 dias, a segunda com  $2,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO durante 136 dias, a terceira com  $3,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO por 77 dias e a quarta com  $4,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO por 44 dias, contabilizando 420 dias. As mudanças de cargas foram realizadas com diluições proporcionadas por diferentes concentrações de DQO total da ARS.

#### 2.4 Características ambientais e parâmetros de entrada no sistema

As caracterizações da ARS bruta foram realizadas semanalmente e as principais características físicas, químicas, operacionais dos reatores e os fatores climáticos estão presentes na Tabela 1 e Figura 2, respectivamente.



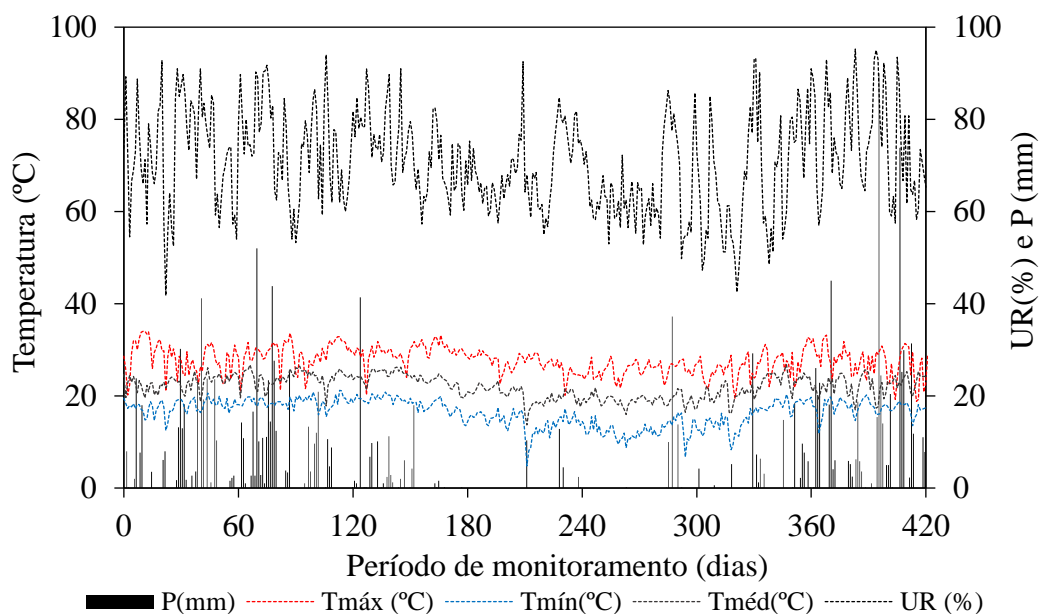
Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas.

Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
N	31	39	22	13
pH	6,4 ± 0,4	6,9 ± 0,4	6,7 ± 0,2	6,8 ± 0,3
CE (dS m <sup>-1</sup> )	10,33 ± 1,18	10,99 ± 1,44	10,15 ± 0,97	9,88 ± 2,31
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5.806 ± 1.102	7.269 ± 1.315	8.130 ± 1204	8.451 ± 770
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	14.747 ± 3.164	15.901 ± 2.903	14.532 ± 1.903	15.965 ± 2.510
ST (mg L <sup>-1</sup> )	8.853 ± 1.799	10.657 ± 5.184	7.852 ± 1.215	7.631 ± 858
SS (mg L <sup>-1</sup> )	3.585 ± 2.050	5.075 ± 3.261	1.978 ± 968	1.349 ± 1.155
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65	687 ± 214
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59	476 ± 284
Vazão UASB/FBAS (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,016 ± 0,0010	0,015 ± 0,001	0,016 ± 0,0025	0,016 ± 0,001
TDH UASB/FBAS (d)	0,975 ± 0,065	1,060 ± 0,094	1,015 ± 0,104	0,976 ± 0,056
COV (kg <sup>-1</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> de DQO)	0,962 ± 0,042	2,014 ± 0,068	3,001 ± 0,099	4,036 ± 0,073
Vazão SAC - FHSS	0,014 ± 0,061	0,013 ± 0,002	0,013 ± 0,001	0,012 ± 0,001
TDH SAC - FHSS (d)	3,36 ± 0,11	3,54 ± 0,23	3,59 ± 0,19	3,77 ± 0,14
Temperatura da ARS	25,7 ± 2,3	20,1 ± 2,6	22,4 ± 2,8	23,4 ± 2,3

N: n° de amostras; pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos suspensos; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema (UASB).

Fonte: Do autor (2019)

Figura 2 - Comportamento de temperatura ambiente (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento.



Fonte: Do autor (2019)

## 2.5 Partida do sistema e variáveis avaliadas

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017, e a amostragem do afluente e do efluente do reator UASB foi pontual e ocorreu duas vezes por semana, entre às 7h00min e às 7h30min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Setor de Saneamento Ambiental e Sanitária, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

Duas vezes por semana, foram determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH) por potenciômetro, e demanda química de oxigênio (DQO), em refluxo fechado e leitura titulométrica com sulfato ferroso amoniacal; uma vez por semana a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a séries de sólidos (totais, suspensos e dissolvidos), por gravimetria, afluente e efluente das unidades (APHA; AWWA; WEF, 2005). A temperatura do líquido, e a temperatura máxima e mínima do ambiente foram monitoradas a partir da instalação de sensores automáticos em cada reator e de um termohigrômetro no local de instalação dos reatores. Dados de temperatura ambiente, umidade relativa do ar e precipitação foram obtidos na estação meteorológica instalada no campus da UFLA e monitorada pelo Inmet.

## 2.6 Análises estatísticas

Para estatística descritiva dos resultados, foram utilizados gráficos do tipo box-plot. As variáveis analisadas também foram sujeitas à análise de variância utilizando o teste F a 0,05 e as médias testadas pelo teste de Tukey com o programador estatístico Sisvar<sup>®</sup> (FERREIRA, 2011). A média aritmética dos resultados estão interpretadas em Tabela 2.

Os dados obtidos foram usados para calcular as médias, desvios padrões e correlação de Pearson utilizando o software Microsoft Excel<sup>®</sup> (2016). Para isso, foi necessário realizar a padronização dos dados, uma vez que as variáveis apresentam unidades diferentes, assegurando-se, assim, a adimensionalidade e remoção das magnitudes que poderiam tendenciar os resultados das correlações.

Segundo a classificação de Hopkins (2016), as correlações significativas foram categorizadas em:  $0,0 < r \leq 0,1$  (Muito baixa),  $0,1 < r \leq 0,3$  (Baixa)  $0,3 < r \leq 0,5$  (Moderada),  $0,5 < r \leq 0,7$  (Alta),  $0,7 < r \leq 0,9$  (Muito alta) e  $0,9 < r \leq 1,0$  (Extremamente alta).

Foi aplicado a análise de componentes principais (PCA) a fim de obter redução da dimensionalidade e manutenção da porcentagem de variância dos dados originais na formação das componentes principais (PCs) (GAMBLE; BABBARSEBENS, 2012).

Para o uso da PCA foi utilizada a linguagem de programação R por meio do pacote “vegan” com aplicação de rotação varimax e normalização kaiser (OKSANEN, 2015; R CORE TEAM, 2015), aplicada aos dados medidos, a fim de proporcionar independência e reduzir a dimensionalidade na variância dos dados. A matriz de dados completa, utilizada neste estudo, foi uma tabela bidirecional com quatro fases experimentais e sete variáveis para fatores ambientais e operacionais, bem como a porcentagem de remoção de DQO no reator.

A adequação dos dados para PCA foram avaliadas pelos testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) e de Esfericidade de Bartlett (KAISER, 1974; TOBIAS; CARLSON, 1969). O KMO é uma medida de adequação de amostragem que indica a proporção de variância que é causada pelos componentes principais subjacentes, sendo os valores mais alto (mais próximos de 1,0) indicativos de maior adequabilidades dos dados. Por outro lado, quando o valor do teste KMO é menor que 0,5, esse conjunto de dados não será útil para o PCA (FÁVERO et al., 2009).

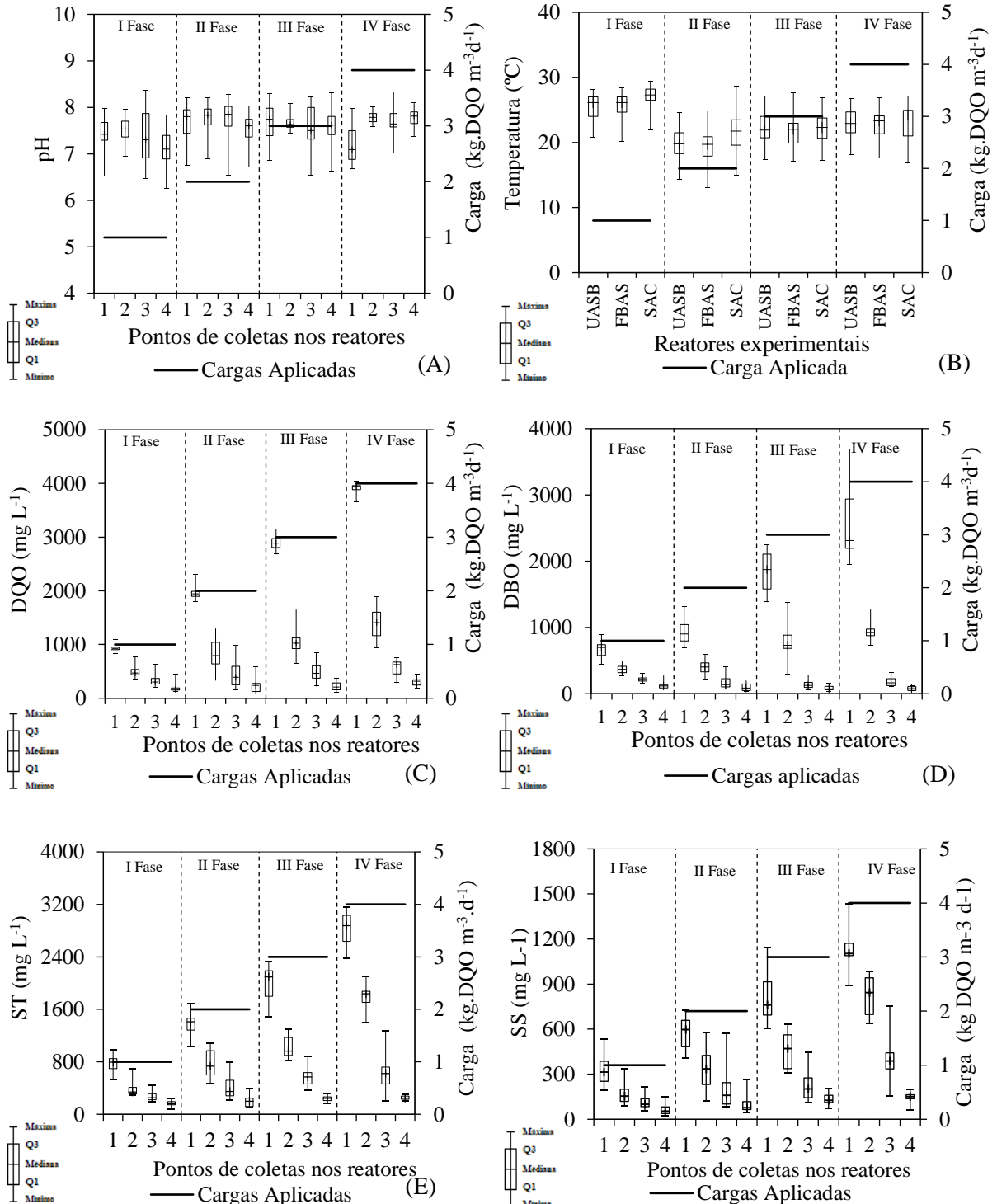
Com a utilização do teste de esfericidade de Bartlett, foi possível examinar se a matriz de correlação é uma matriz de identidade, condição na qual todas as variáveis são não relacionadas, sendo inadequada a utilização do modelo PCA para análise avançada de dados (SHRESTHA; KAZAMA, 2007). O nível de significância após Bartlett deve ser menor que 0,05 (p-valor

<0,05), indicando existência de relações significativas entre as variáveis. Para avaliação dos carregamentos fatoriais das PCAs, considerou-se que cargas próximos a  $\pm 1$  indica uma forte correlação entre uma variável e o fator, e as variáveis que exibiram um peso de carga  $> 0,3$  foram considerados significativos (SOARES et al., 2003).

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Nas Figuras 3A, 3B, 3C, 3D, 3E e 3F estão apresentados os box-plots dos valores de pH, temperatura (T), DQO, DBO, ST e SS, respectivamente, afluente e efluente do reator UASB, FBAS e SAC - FHSS durante as quatro fases experimentais que contemplam 420 dias de monitoramento. Complementando esses dados, na Tabela 2 estão representadas as estatísticas das médias de cada variável nas respectivas fases.

Figura 3 - Box Plot dos valores do pH (A), temperatura interna dos reatores (B), concentrações de DQO (C) e DBO (D), sólidos totais (ST) e suspensos (SS) nos P1, P2, P3 e P4.



P1: entrada do UASB; P2: saída do UASB e entrada do FBAS; P3: saída do FBAS e entrada do SAC - FHSS; P4: saída do SAC - FHSS.

Fonte: Do Autor (2019)

Tabela 2 - Estatística dos valores médios de pH, concentrações de DQO e DBO.

Variáveis	Pontos de coleta	Fases (média ± CV)			
		I	II	III	IV
Temperatura T(°C)	UASB	25,3Aa±2,0	19,8Ab±2,3	22,3Ac±2,4	22,9Ac±2,6
	FBAS	25,5Aa±2,1	19,6Ab±2,4	21,7Ac±2,3	22,7Ac±2,3
	SAC - FHSS	26,8Ab±1,8	21,7Ba±2,9	22,2Aa±2,2	23,1Aa±2,6
pH	P1	7,4Aab±0,3	7,7ABb±0,4	7,7Ab±0,4	7,2Aa±0,4
	P2	7,5Aa±0,3	7,8Ab±0,3	7,7Aab±0,1	7,8Bb±0,1
	P3	7,4ABa±0,6	7,8Ab±0,4	7,6Aab±0,5	7,7Bab±0,3
	P4	7,1Ba±0,4	7,5Bb±0,3	7,6Ab±0,3	7,7Bb±0,2
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	P1	660Aa±145	937Ab±182	1830Ac±307	2639Ad±670
	P2	371Ba±70	406Ba±102	684Bb±163	995Bc±180
	P3	219Ca±43	182Ca±103	139Ca±66	157Ca±82
	P4	123Ca±59	95Ca±63	87Ca±41	70Ca±33
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	P1	931Aa±58	1953Ab±91	2950Ac±121	3914Ad±101
	P2	495Ba±104	837Bb±238	1039Bc±227	1387Bd±292
	P3	332Ca±102	432Cab±214	494Cb±163	560Cb±167
	P4	188Da±73	231Dab±129	213Da±79	299Db±83
ST (mg L <sup>-1</sup> )	P1	778Aa±112	1372Ab±157	1994Ac±272	2819Ad±279
	P2	399Ba±130	766Bb±203	1011Bc±175	1786Bd±226
	P3	279Ca±76	419Cab±178	572Cbc±153	637Cc±338
	P4	166Da±40	206Dab±92	239Db±44	252Db±35
SS (mg L <sup>-1</sup> )	P1	325Aa±95	574Ab±104	816Ac±171	1136Ad±163
	P2	170Ba±68	338Bb±128	458Bb±126	820Bb±144
	P3	115BCa±43	187Cab±115	223Cb±104	407Cc±182
	P4	66Ca±38	94Ca±50	134Cb±38	144Db±43

CV - Coeficiente de variação; Colunas com letras maiúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a  $p < 0,05$ ; linhas com letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a  $p < 0,05$ . nos P1 (afluente ao UASB), P2 (efluente UASB e afluente FBAS), P3 (efluente FBAS e afluente SAC - FHSS) e P4 (efluente SAC - FHSS) para cada fase experimental.

Fonte: Do Autor (2019)

Os comportamentos das temperaturas apresentaram oscilações interquartis dos box-plots variando entre 17 e 29°C para os reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, sendo o valor máximo de 29,4°C observado durante a primeira fase experimental no SAC - FHSS, este instalado em

área externa, e, portanto, sujeito as maiores variações das temperaturas ambientais (Figura 2 e 3B). As determinações das temperaturas nos reatores biológicos são importantes, pois influenciam nas taxas de crescimento microbiano e, conseqüentemente, nas rotas metabólicas, incrementando na estabilização orgânica (KALAT; YÜCEER, 2019; ZHOU et al., 2016; YANG et al., 2016). Wang et al. (2018) observaram aumento na remoção de carga orgânica de  $30 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  de DQO em SAC - FHSS cultivado com *Thalia dealbata* e tratando esgoto doméstico após aumento de temperatura ambiente de  $15^\circ\text{C}$  para  $25^\circ\text{C}$ . Zhang et al. (2018) observaram redução da estabilização de matéria orgânica de 64% para 55% de DQO após mudar a temperatura do reator UASB de 16 para  $10^\circ\text{C}$ , e conseqüente insuficiência da capacidade metanogênica do reator.

Nesse sentido, a variabilidade dos dados e eficiências observados em sistemas completos de tratamentos de águas residuárias estão relacionados à estabilidade e fatores que tem influência direta na dinâmica de matéria orgânica e atividade microbiológica, como fatores operacionais (TDH, escoamento, velocidade de ascensão e vazão) e até fatores estruturais e ambientais (temperatura, chuvas, meio suporte, espécie vegetal, etc.) (OUYANG et al. 2019; VON SPERLING, 2014).

Foi observado que as medianas de pH de todos os pontos, afluente e fluente aos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, permaneceram dentro da faixa de 6,0 a 9,0 durante todo o período experimental, sendo este intervalo adequado para manutenção na estabilização biológica da matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2003). Entretanto, a condição ótima de estabilização de matéria orgânica em reatores anaeróbios e conseqüente conversão em biogás compreende valores entre 6,7 e 7,5 (GARFÍ et al., 2016). Segundo Mazareli et al. (2016) valores de pH menores que 6,0 reduzem a taxa de crescimento de microrganismos metanogênicos e pH superiores a 8,3 aumenta o risco de inibição por amônia livre. O controle de pH no FBAS e SAC - FHSS possivelmente ocorreu em função da dinâmica do consumo de alcalinidade durante o processo de nitrificação e desnitrificação. Em função da melhora na estabilidade do sistema ao longo das fases, houve redução da distância interquartis nos valores de pH (Figura 3A), resultando em médias estatisticamente significativas entre os pontos P1 (entrada no reator UASB) e P4 (saída do SAC - FHSS) nas fases I, II e IV (Tabela 2), porém não houve diferença estatística para um mesmo ponto amostral ao longo das fases, demonstrando manutenção de pH na entrada do sistema de tratamento.

A capacidade dos reatores em estabilizar a matéria orgânica pode ser observada com o decaimento das concentrações de DQO e DBO entre todos os reatores (Figuras 3C e 3D),

constatando-se que após adaptação do sistema com os aumentos das cargas de 1 a 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, as eficiências foram mais efetivas, e os resultados médios estatisticamente significativos entre reatores e entre fases (Tabela 3). As eficiências variaram na fase I entre 79% e 81% de remoção global de DQO e DBO, respectivamente, para 92 e 97% de remoção DQO e DBO, respectivamente, ao final da fase IV no sistema integrado de reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS. Esta condição ainda pode ser observada com as reduções das concentrações de DQO e DBO das medianas, menor dispersão de dados pela relação entre o primeiro e terceiro quartil dos box-plot ao longo do sistema (Figuras 3C e 3D), e médias estatisticamente significativas entre todos os pontos de entrada e saída para a DQO e entre os pontos 1 e 2 para a DBO.

Pesquisas com outras águas residuárias agroindustriais também demonstraram eficiências acima de 70% em reatores anaeróbios, a exemplo de Wathier et al. (2019) que encontraram remoções de DQO acima de 90% em 13 reatores de bancada do tipo anaeróbios horizontais de leito fixo, sob carregamento orgânico de efluente suíno variando entre 1,7 e 15,1 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Chen et al. (2017) observaram remoções globais de 89% de DQO em filtros biológicos aerados tratando ARS. Luo et al. (2018) avaliaram ARS pré-tratada em lagoas de estabilização através de SAC - FHSS e concentrações entre 71 e 170 mg L<sup>-1</sup> de DQO, eficiências médias de 89% ao final do SAC - FHSS.

O aumento das cargas orgânicas foi efetivo no incremento de sólidos totais (ST) e suspensos (SS) no sistema (Figuras 3E e 3F), em função disso, as concentrações das medianas apresentaram valores crescentes que variaram entre 793 e 2.873 mg L<sup>-1</sup> de ST, e 314 e 1.098 mg L<sup>-1</sup> de SS entre as fases I e IV, respectivamente. A estabilidade do sistema em suportar estas cargas é representada de forma efetiva pela redução das concentrações das medianas e intervalos interquartis observados entre os reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, saindo de um intervalo de 398 e 46 mg L<sup>-1</sup> de ST, respectivamente, na IV fase, e 221 para 24 mg L<sup>-1</sup> de SS na III fase, respectivamente, entre os pontos 1 (afluente ao UASB) e 4 (efluente do SAC - FHSS). O efeito das variações entre máximos e mínimos de SS foi maior no ponto 3 (efluente do FBAS), visto que a atividade de bactérias heterotróficas em ambiente aerado promove a formação de flocos de sólidos estabilizados, além do efeito operacional que foi, em certos momentos, afetado por picos de energias, resultando em alteração da dinâmica de sólidos no reator.

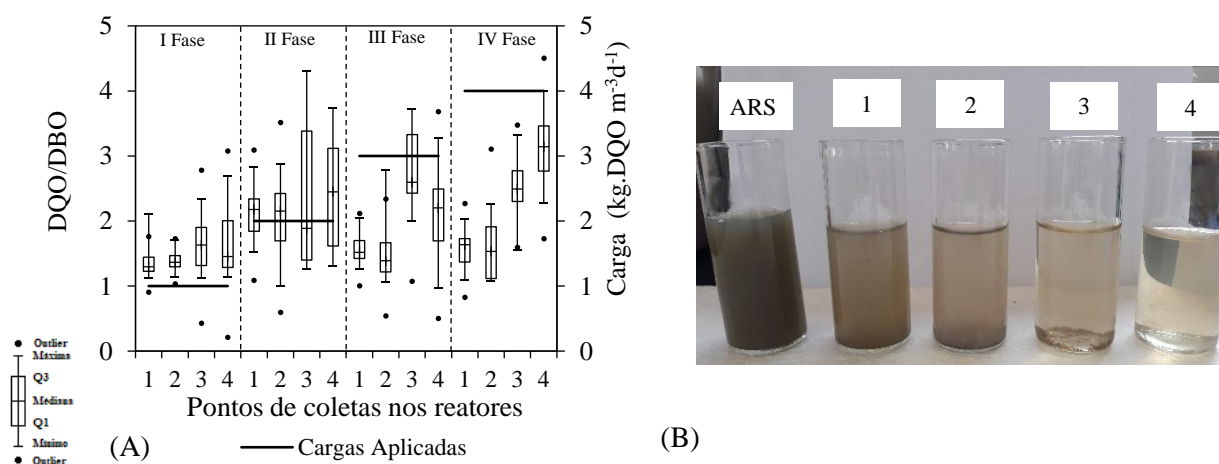
Foram verificadas diferenças significativas entre as médias de ST e SS no afluente e efluente dos reatores (1 – afluente ao UASB, 2 – efluente do UASB e afluente ao FBAS, 3 –



efluente do FBAS e afluente do SAC - FHSS, e 4 – efluente do SAC - FHSS) ao longo das quatro fases e entre pontos por fase, como observado na Tabela 3. A capacidade de retenção e estabilização de sólidos foram otimizadas ao longo dos 420 dias de monitoramento e sob as quatro cargas aplicadas, resultando em máxima eficiência de remoção de 49, 64 e 60% de ST, e 50, 54 e 60% de SS nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente entre todas as fases. Condições semelhantes foram observadas nos estudos de Abou-Elela et al. (2015), estes autores, através de estudos com reatores UASB seguido de filtro biológico aerado como pós-tratamento, observaram remoções superiores a 70% de SS aplicando-se cargas orgânicas variando entre 1,54 e 2,07 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO de esgoto doméstico. Masi et al. (2017), por outro lado, constataram concentrações máximas de 530 e 13 mg L<sup>-1</sup> de SS pós UASB e SAC - FHSS cultivado com *Typha latifolia* submetidos a cargas orgânicas variando entre 0,3 e 3,4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO.

A efetividade do tratamento biológico na estabilização da matéria orgânica também pode ser observada nas Figuras 4A e 4B, que representa o comportamento da biodegradabilidade da ARS pela relação entre DQO/DBO em função das cargas aplicadas ao longo dos 420 dias de monitoramento em todos reatores.

Figura 4 - Relação DQO/DBO em função das cargas aplicadas ao longo das quatro fases experimentais (A) e qualidade visual das unidades de tratamento de ARS (B). 1: afluente ao UASB; 2: efluente UASB e afluente FBAS; P3: efluente FBAS e afluente SAC - FHSS; 4: efluente e SAC - FHSS).



Fonte: Do Autor (2019)

Observaram-se mudanças consideráveis nas medianas da relação DQO/ DBO em função dos carregamentos orgânicos aplicados, principalmente entre os pontos 2 (P2), 3 (P3) e 4 (P4) em todas as fases, sendo a maior distância interquartil de 1,88 na fase II e observadas na saída do reator FBAS, condição que segundo Zhou e Xu (2019) podem estar associadas as mudanças de temperatura, DBO e relação DQO/N, ocasionando, como consequência, em redução da estabilização orgânica, menor quantidade e desempenho do biofilme no reator aerado. Além disso, a máxima relação observada foi de 4,25 no ponto 3 da fase II. Embora segundo von Sperling (2014) a relação DQO/DBO menor que 2,5 proporcione efetividade no tratamento biológico e que esta condição tenha sido atendida nas nos pontos 1 (P1) e 2 (P2) nas fases I, III e IV (Figura 4A), maiores valores no tratamento de águas residuárias agroindustriais são encontrados rotineiramente. Mais que isso, a aplicação de  $4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO na fase IV proporcionou um alinhamento crescente das medianas e valores máximos da relação DQO/DBO nas saídas dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, indicando proporcionalidade dos reatores na estabilização orgânica.

Esta concepção tem aplicabilidade maior para águas residuárias agroindustriais, como destacado por Fia et al. (2016), que observaram relação DQO/DBO variando entre 4,9 e 5,8 em SAC - FHSS sob carga de  $164 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO no tratamento de ARS. Menores valores foram observados por Kwarciak-Kozłowska e Bień (2018), entre 3,57 e 3,34, após reatores UASB e microfiltração, respectivamente, aplicando-se cargas de água residuária de laticínios de 1 e  $2,6 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO.

O estudo com avaliação de correlação entre as variáveis permitiu conhecer quais destas apresentaram influência entre si e sobre as condições e dinâmicas operacionais dos reatores. No entanto, apesar da contribuição igual de cada parâmetro para a variância do conjunto de dados e o mesmo peso, a normalização pode amplificar o ruído associado a variáveis menores que podem ter um erro analítico relativamente maior (CRISTÓVÃO et al., 2016).

Observa-se na Tabela 3 a matriz de correlação entre as variáveis físicas, químicas e operacionais consideradas significativas, com um nível de significância  $\alpha = 0,05$  para o modelo de análise das componentes principais.

Tabela 3 - Matriz de correlação de Pearson entre variáveis avaliadas no sistema integrado UASB, FBAS, SAC - FHSS submetidos a quatro cargas orgânicas de água residuária de suinocultura.

Variáveis	pH	T(°C)	DQO <sub>af</sub>	DQO <sub>ef</sub>	DBO <sub>af</sub>	DBO <sub>ef</sub>	X/Y	%DQO <sub>F</sub>	%DBO <sub>F</sub>	ST	SS	%ST <sub>F</sub>	%SS <sub>F</sub>	OD <sub>R</sub>
UASB	pH	<b>1</b>												
	T(°C)	-0,06	<b>1</b>											
	DQO <sub>af</sub>	0,02	<b>-0,35</b>	<b>1</b>										
	DQO <sub>ef</sub>	0,08	<b>-0,20</b>	<b>0,80</b>	<b>1</b>									
	DBO <sub>af</sub>	-0,07	-0,18	<b>0,91</b>	<b>0,75</b>	<b>1</b>								
	DBO <sub>ef</sub>	-0,06	-0,10	<b>0,86</b>	<b>0,75</b>	<b>0,88</b>	<b>1</b>							
	X/Y	<b>0,22</b>	<b>-0,21</b>	-0,07	<b>0,32</b>	<b>-0,19</b>	<b>-0,34</b>	<b>1</b>						
	%DQO <sub>U</sub>	-0,04	<b>-0,48</b>	<b>0,54</b>	-0,01	<b>0,43</b>	<b>0,34</b>	<b>-0,46</b>	<b>1</b>					
	%DBO <sub>U</sub>	0,11	<b>-0,41</b>	<b>0,57</b>	<b>0,39</b>	<b>0,61</b>	<b>0,25</b>	<b>0,22</b>	<b>0,45</b>	<b>1</b>				
	ST	-0,03	<b>-0,29</b>	<b>0,97</b>	<b>0,78</b>	<b>0,92</b>	<b>0,83</b>	-0,05	<b>0,49</b>	<b>0,58</b>	<b>1</b>			
	SS	0,01	<b>-0,25</b>	<b>0,90</b>	<b>0,70</b>	<b>0,86</b>	<b>0,81</b>	-0,13	<b>0,47</b>	<b>0,55</b>	<b>0,91</b>	<b>1</b>		
	%ST <sub>U</sub>	<b>-0,23</b>	-0,16	<b>-0,30</b>	<b>-0,57</b>	<b>-0,26</b>	<b>-0,39</b>	<b>-0,30</b>	<b>0,36</b>	-0,03	<b>-0,23</b>	<b>-0,29</b>	<b>1</b>	
%SS <sub>U</sub>	<b>-0,20</b>	-0,16	<b>-0,23</b>	<b>-0,30</b>	<b>-0,23</b>	<b>-0,25</b>	-0,10	0,04	-0,07	<b>-0,22</b>	<b>-0,28</b>	<b>0,41</b>	<b>1</b>	
FBAS	pH	<b>1</b>												
	T(°C)	-0,13	<b>1</b>											
	DQO <sub>af</sub>	0,19	<b>-0,34</b>	<b>1</b>										
	DQO <sub>ef</sub>	<b>0,25</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,80</b>	<b>1</b>									
	DBO <sub>af</sub>	<b>0,23</b>	-0,11	<b>0,86</b>	<b>0,75</b>	<b>1</b>								
	DBO <sub>ef</sub>	0,08	0,13	-0,13	0,07	-0,01	<b>1</b>							
	X/Y	-0,01	<b>-0,26</b>	<b>0,51</b>	-0,06	<b>0,29</b>	<b>-0,32</b>	<b>1</b>						
	%DQO <sub>F</sub>	-0,04	<b>-0,35</b>	<b>0,54</b>	-0,01	<b>0,33</b>	<b>-0,31</b>	<b>0,92</b>	<b>1</b>					
	%DBO <sub>F</sub>	0,07	<b>-0,24</b>	<b>0,51</b>	<b>0,27</b>	<b>0,42</b>	<b>-0,88</b>	<b>0,47</b>	<b>0,47</b>	<b>1</b>				
	ST	<b>0,25</b>	-0,10	<b>0,61</b>	<b>0,76</b>	<b>0,62</b>	<b>0,21</b>	-0,08	-0,03	0,08	<b>1</b>			
	SS	-0,10	-0,10	<b>0,38</b>	<b>0,34</b>	<b>0,23</b>	-0,06	0,18	0,17	0,18	<b>0,28</b>	<b>1</b>		
	%ST <sub>F</sub>	<b>0,23</b>	<b>-0,36</b>	<b>0,61</b>	<b>0,42</b>	<b>0,46</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,44</b>	<b>0,41</b>	<b>0,48</b>	-0,06	<b>0,19</b>	<b>1</b>	
%SS <sub>F</sub>	-0,12	0,17	0,11	0,13	0,14	0,16	-0,02	-0,08	-0,12	<b>0,23</b>	0,11	-0,06	<b>1</b>	
OD <sub>R</sub>	-0,05	0,15	<b>-0,38</b>	<b>-0,44</b>	<b>-0,46</b>	-0,04	0,04	-0,01	-0,12	<b>-0,44</b>	<b>-0,23</b>	-0,10	-0,05	<b>1</b>
SAC - FHSS	pH	<b>1</b>												
	T(°C)	<b>-0,21</b>	<b>1</b>											
	DQO <sub>af</sub>	<b>0,54</b>	<b>-0,50</b>	<b>1</b>										
	DQO <sub>ef</sub>	<b>0,27</b>	<b>-0,35</b>	<b>0,61</b>	<b>1</b>									
	DBO <sub>af</sub>	0,14	-0,14	0,08	<b>0,41</b>	<b>1</b>								
	DBO <sub>ef</sub>	0,16	0,00	0,13	<b>0,45</b>	<b>0,43</b>	<b>1</b>							
	X/Y	<b>0,28</b>	<b>-0,21</b>	<b>0,31</b>	<b>-0,46</b>	<b>-0,36</b>	<b>-0,41</b>	<b>1</b>						
	%DQO <sub>S</sub>	<b>0,31</b>	<b>-0,22</b>	<b>0,34</b>	<b>-0,47</b>	<b>-0,37</b>	<b>-0,41</b>	<b>0,91</b>	<b>1</b>					
	%DBO <sub>S</sub>	-0,05	0,08	-0,10	0,01	<b>0,32</b>	<b>-0,43</b>	-0,16	-0,09	<b>1</b>				
	ST	<b>0,41</b>	<b>-0,29</b>	<b>0,57</b>	<b>0,71</b>	<b>0,37</b>	<b>0,42</b>	-0,15	-0,15	-0,09	<b>1</b>			
	SS	<b>0,35</b>	<b>-0,31</b>	<b>0,72</b>	<b>0,48</b>	-0,04	0,06	<b>0,24</b>	<b>0,24</b>	<b>-0,19</b>	<b>0,58</b>	<b>1</b>		
	%ST <sub>S</sub>	<b>0,30</b>	<b>-0,24</b>	<b>0,47</b>	0,18	-0,03	-0,04	<b>0,30</b>	<b>0,32</b>	-0,03	0,01	<b>0,29</b>	<b>1</b>	
%SS <sub>S</sub>	-0,01	-0,04	0,14	<b>0,28</b>	<b>0,25</b>	0,13	<b>-0,19</b>	-0,16	<b>0,24</b>	0,17	-0,11	<b>0,22</b>	<b>1</b>	

pH: potencial hidrogeniônico; T (°C): temperatura; DQO<sub>af</sub> e DQO<sub>ef</sub>: demanda química de oxigênio afluente e efluente, respectivamente; DBO<sub>af</sub> e DBO<sub>ef</sub>: demanda bioquímica de oxigênio afluente e efluente, respectivamente; X/Y: relação DQO<sub>ef</sub>/DBO<sub>ef</sub>; %DQO<sub>F</sub>: eficiência de remoção de DQO; %DBO<sub>F</sub>: eficiência de remoção de DBO; ST: sólidos totais; SS: sólidos suspensos; %ST<sub>F</sub>: eficiência de remoção de ST; %SS<sub>F</sub>: eficiência de remoção de SS; OD<sub>R</sub>: oxigênio dissolvido no meio líquido. Valores em negrito representam dados significativos a 0,05 pelo teste t. Fonte: Do Autor (2019)

A correlação positiva e extremamente alta entre as variáveis que envolvem a matéria orgânica,  $DQO_{af}$  e  $DBO_{ef}$  ( $r = 0,91$ ), ST e SS ( $r = 0,91$ ), ST e  $DBO_{af}$  ( $r = 0,92$ ) e ST e  $DQO_{af}$  ( $r = 0,97$ ) indicam que além da capacidade de tratamento biológico e físico do reator anaeróbio, ainda há uma grande concentração de partículas suspensas e matéria orgânica total passíveis de retenção e/ou estabilização dos reatores FBAS e SAC - FHSS, condição constatada pela obtenção de correlação extremamente alta entre as variáveis  $DQO_{af}$  e relação X/Y ( $DQO_{ef}/DBO_{ef}$ ),  $r > 0,91$ , indicando que tratamento aeróbio e a interação dos mecanismos físicos, químicos e microbiológicos existentes no SAC - FHSS potencializam a estabilização da matéria orgânica positivamente, proporcionando, assim, maiores eficiências no sistema de tratamento.

Destaca-se que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) no reator aerado além do pH e temperatura apresentaram correlações entre muito baixa a moderada, destacando que embora tenha-se observado amplitudes variáveis ao longo das fases, indicam influências menos ativas nos reatores, como observado por Enitan al. (2018). Os autores constataram correlações moderadas e altas entre as variáveis DBO e DBO efluente, e também baixos efeitos do pH e temperatura em sistema completo de tratamento de água residuária domésticas e de cervejarias.

A fim de obter informações detalhadas sobre a dinâmica e eficiência de remoção de contaminantes ao longo de quatro fases/cargas orgânicas, foi aplicado uma PCA como método não paramétrico e com rotação varimax, reduzindo a dimensionalidade dos dados à componentes principais de forma segura e sem ser influenciada por diferenças nas escalas de magnitudes e medição de dados (WEBSTER, 2001). A admissão do uso da PCA foi aceita após teste preliminar, obtendo valores do teste KMO de 0,745, 0,640 e 0,650, e teste de Bartlett altamente significativo com  $p < 0,0001$  e 1719,03, 1391,10 e 928,42 aos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente.

A Tabela 4 fornece as cargas dos PCs para cada variável monitorada. Esses carregamentos refletem a importância relativa de cada variável para um componente principal específico: quanto maior o carregamento de uma variável, maior a contribuição para a variação, representando os componentes principais.

Tabela 4 - Autovalores das componentes principais para cada um dos reatores.

Reatores	Variáveis	Componentes Principais			
		PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>3</sub>	PC <sub>4</sub>
UASB	pH	0,001	0,124	0,134	<b>0,529</b>
	T(°C)	0,108	0,130	<b>0,467</b>	0,004
	DQO <sub>af</sub>	<b>0,962</b>	0,003	0,000	0,000
	DQO <sub>ef</sub>	<b>0,671</b>	0,194	0,005	0,061
	DBO <sub>af</sub>	<b>0,889</b>	0,004	0,020	0,004
	DBO <sub>ef</sub>	<b>0,775</b>	0,001	0,147	0,001
	X/Y	0,004	0,349	<b>0,507</b>	0,075
	%DQO <sub>F</sub>	0,240	<b>0,549</b>	0,010	0,103
	%DBO <sub>F</sub>	<b>0,383</b>	0,025	0,272	0,002
	ST	<b>0,927</b>	0,003	0,000	0,005
	SS	<b>0,870</b>	0,002	0,005	0,001
	%STU	0,119	<b>0,619</b>	0,013	0,000
	%SSU	0,088	0,247	0,032	0,225
	Autovalores	6,037	2,249	1,612	1,010
Variância (%)	46,435	17,299	12,402	7,767	
Acumulado (%)	46,435	63,733	76,135	83,902	
FBAS	pH	0,055	0,040	<b>0,424</b>	0,078
	T(°C)	0,187	0,031	0,093	0,083
	DQO <sub>af</sub>	<b>0,922</b>	0,019	0,006	0,009
	DQO <sub>ef</sub>	<b>0,544</b>	0,317	0,022	0,010
	DBO <sub>af</sub>	<b>0,689</b>	0,099	0,001	0,000
	DBO <sub>ef</sub>	0,098	<b>0,433</b>	0,017	<b>0,406</b>
	X/Y	0,311	<b>0,374</b>	0,099	0,131
	%DQO <sub>F</sub>	<b>0,352</b>	0,340	0,074	0,139
	%DBO <sub>F</sub>	<b>0,443</b>	0,238	0,017	0,251
	ST	0,283	<b>0,485</b>	0,002	0,003
	SS	0,178	0,015	0,162	0,031
	%STU	<b>0,443</b>	0,074	0,046	0,018
	%SSU	0,002	0,104	<b>0,365</b>	0,000
	OD <sub>R</sub>	0,186	0,177	0,000	0,041
Autovalores	4,692	2,746	1,329	1,200	
Variância (%)	33,517	24,617	9,493	8,571	
Acumulado (%)	33,517	58,134	68,627	77,198	
SAC - FHSS	pH	<b>0,354</b>	0,081	0,001	0,000
	T(°C)	0,284	0,055	0,014	0,014
	DQO <sub>af</sub>	<b>0,758</b>	0,114	0,006	0,000
	DQO <sub>ef</sub>	<b>0,657</b>	0,205	0,001	0,006
	DBO <sub>af</sub>	0,128	<b>0,314</b>	0,105	0,005
	DBO <sub>ef</sub>	0,177	0,290	0,199	0,154
	X/Y	0,000	<b>0,849</b>	0,001	0,002
	%DQO <sub>F</sub>	0,001	<b>0,861</b>	0,007	0,001
	%DBO <sub>F</sub>	0,021	0,027	<b>0,706</b>	0,158
	ST	<b>0,656</b>	0,053	0,015	0,055
	SS	<b>0,525</b>	0,096	0,037	0,076
	%STU	0,161	0,155	0,104	<b>0,301</b>
	%SSU	0,049	0,084	<b>0,328</b>	0,256
	Autovalores	3,772	3,184	1,524	1,014
Variância (%)	36,715	27,784	11,726	7,798	
Acumulado (%)	36,715	64,509	67,235	75,033	

pH: potencial hidrogeniônico; T(°C): temperatura; DQO<sub>af</sub> e DQO<sub>ef</sub>: demanda química de oxigênio afluente e efluente, respectivamente; DBO<sub>af</sub> e DBO<sub>ef</sub>: demanda bioquímica de oxigênio afluente e efluente, respectivamente; X/Y: relação DQO<sub>ef</sub>/DBO<sub>ef</sub>; %DQO<sub>F</sub>: eficiência de remoção de DQO; %DBO<sub>F</sub>: eficiência de remoção de DBO; ST: sólidos totais; SS: sólidos suspensos; %ST<sub>F</sub>: eficiência de remoção de ST; %SS<sub>F</sub>: eficiência de remoção de SS; OD<sub>R</sub>: oxigênio dissolvido no meio líquido. Valores em negrito são significativos (cargas > 0,3).

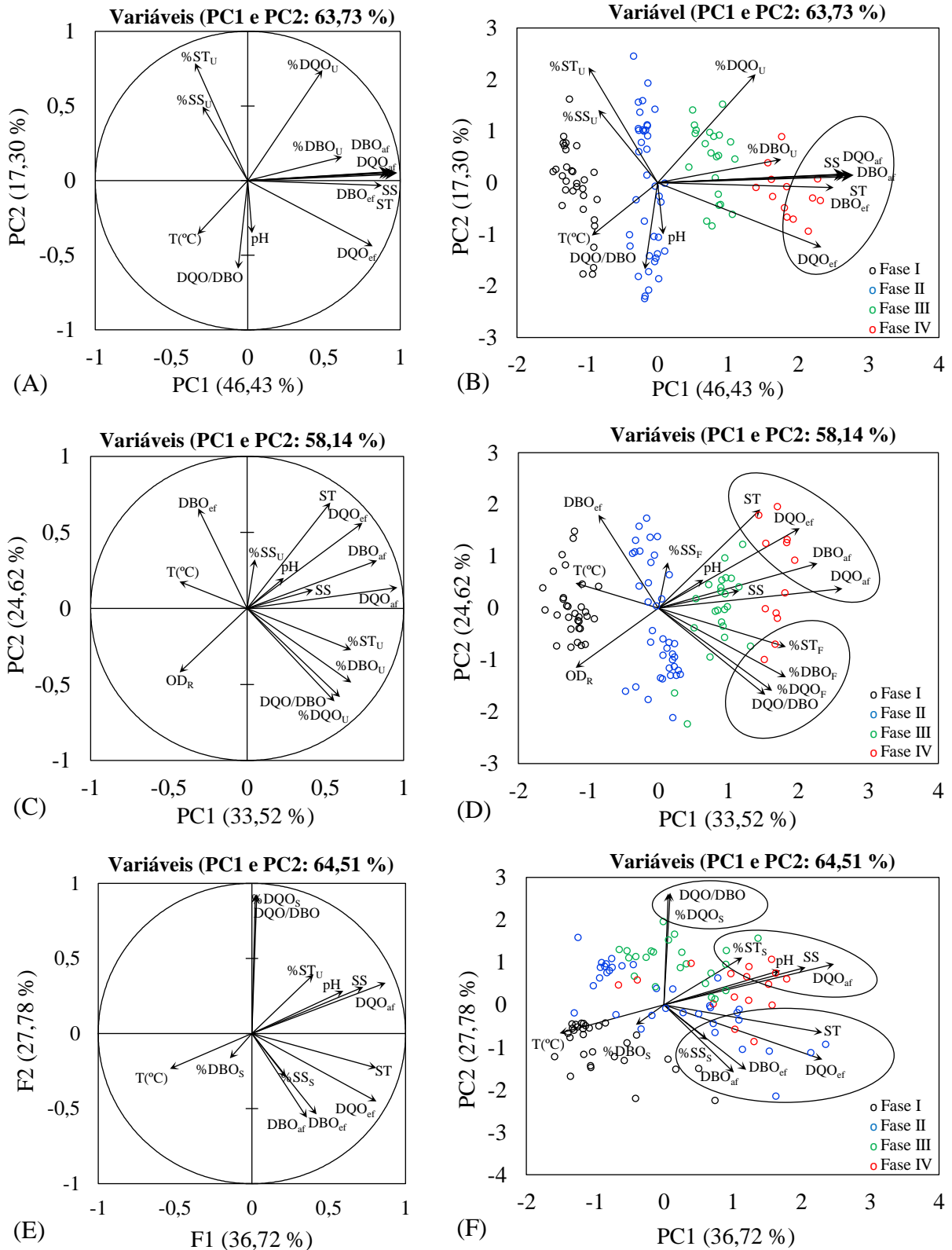
Fonte: Do Autor (2019)

Seguindo o critério de Kaiser (1974), constataram-se redução de 13 variáveis para 4 PCs nos reatores UASB e SAC - FHSS, e de 14 variáveis para 4 PCs no reator FBAS ao longo das quatro fases. De fato, as quatro primeiras PCs representaram 83,9, 77,2 e 75,0% das variabilidades acumuladas dos dados nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente, sendo destes, a faixa de 33 a 46% da variância dos dados representando somente a primeira componente de cada reator e sendo influenciada mais intensamente pelas variáveis de caracterização orgânica da água residuária, já a PC2 representando 17,3, 24,6 e 27,7% da variabilidade dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente.

Por outro lado, a redução dos autovalores ao longo das últimas componentes foi responsável pela baixa variabilidade dos dados, indicando, assim, que as últimas PCs apresentaram relações lineares constante entre as variáveis originais, como enfatizado por Anderson (2003). Um maior número de PCs, necessários para explicar a variabilidade das características do sistema de tratamento de água residuária de suinocultura, indicam que a estabilidade do sistema tem elevada possibilidade de ser influenciada por um maior número de fontes de variabilidade.

A extração dos valores das variáveis que representam a estabilidade do reator UASB foram avaliadas utilizando-se autovalores para cada PC superiores a 1 ( $PC1 > 3,7$  e  $PC2 > 1,3$ ) em todos reatores, como proposto por Kaiser (1960) e exposto na Tabela 4. A distribuição e proximidade dos vetores de cada variável (Figuras 5A, 5C e 5E) indicam alta correlação entre as variáveis que representa uma parcela de material orgânico nos reatores,  $DQO_{af}$ ,  $DBO_{af}$ , SS e ST ( $0,870 < r < 0,962$ ) na PC1 do reator UASB.

Figura 5 - Análise de componentes principais (PCA) avaliadas sob o critério de Kaiser (A, C e E) e scores da PCA ao longo das fases experimentais dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS (B, D, F).



Fonte: Do Autor (2019)

Destaca-se que, além da redução dos autovalores ao longo das PCs em cada reator, em virtude da conversão das variáveis originais à componentes principais ou também chamadas de variáveis latentes, constataram-se a redução das distâncias dos vetores entre si e entre as unidades de tratamentos, confirmando que as quatro cargas orgânicas aplicadas aos reatores foram bem assimiladas e, conseqüentemente, proporcionaram melhorias nas eficiências do sistema. Além disso, como enfatizado por Kaiser (1960); Figueiredo Filho; Silva Júnior (2010) e Enitan et al. (2018), a proximidade dos vetores de 1, representado pela borda circular, tornam as componentes principais ainda mais representativas aos dados originais e, portanto, os valores das variáveis estudadas podem apresentar novas dimensões e manter a compreensão sobre os fenômenos no sistema de tratamento.

As representações das PCAs biplot de PC<sub>1</sub> vs PC<sub>2</sub> (Figuras 5B, 5D e 5F) disposta como vetores, mostraram que as variáveis operacionais e ambientais ocuparam diferentes regiões ao longo das quatro fases experimentais (1, 2, 3 e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO). Foram observadas que as correlações tenderam a apresentar agrupamentos de dados com padrões bem definidos e direcionados para a última fase, indicando que a estabilização e adaptabilidade à diferentes cargas foi importante no desempenho dos reatores. Além disso, as PCs ainda evidenciam a estreita relação entre as variáveis DQO, DBO e sólidos no reator UASB, condição corroborada com os vetores de eficiência de remoção de sólidos no quadrante contrário, indicando que, em relação ao PC<sub>1</sub>, o aumento da concentração de matéria orgânica afluenta ao UASB implicaram na redução efetiva de sólidos (Figura 3B), situação ocorrida, principalmente, no início do experimento e nas mudanças de fases.

Foram constatadas as formações de dois agrupamentos de dados bem definidos nos reatores FBAS, compostos por %ST<sub>F</sub>, %DBO<sub>F</sub>, %DQO<sub>F</sub> e DQO/DBO; e DQO<sub>af</sub>, DQO<sub>ef</sub>, DBO<sub>af</sub> e ST nos quadrantes direito inferior e superior da Figura 3D, respectivamente, e três no SAC - FHSS, compostos por %DQO<sub>S</sub> e DQO/DBO; ST, %SS<sub>S</sub>, DQO<sub>ef</sub>; e DBO<sub>ef</sub>, e SS, %ST<sub>S</sub>, pH e DQO<sub>af</sub>, nos quadrantes direito inferior e superior da Figura 3F, respectivamente. O comportamento dos vetores no reator de entrada no sistema, UASB, indicam que a qualidade do efluente tem alto efeito sobre as demais variáveis ao longo das demais unidades, principalmente quanto às concentrações de matéria orgânica. Além disso, houve forte efeito negativo das concentrações de oxigênio no reator FBAS em relação às variáveis ST e DQO<sub>ef</sub>, resultado da eficiência do reator em otimizar boas condições para desempenho microbiológico.

O SAC - FHSS, por apresentar diferentes mecanismos de estabilização orgânica, como filtração, sedimentação e atividade microbiológica, além de estar em condições ambientais que



o sujeita a maiores efeitos das intempéries ambientais, apresentou vetores de pH e temperatura com efeitos inversos entre si e sobre as variáveis de estimativa orgânica, indicando que o aumento da temperatura promove efeitos positivos sobre as eficiências de DQO, DBO e ST efluentes, resultado da otimização da faixa de temperatura para o melhor desempenho de microrganismos, aumento da solubilidade de oxigênio no meio, melhor escoamento e contato entre o efluente e o biofilme e raízes (HADDIS et al., 2019; STEFANAKIS et al., 2019), indicando ainda que os valores de pH, SS e DQO<sub>af</sub> tiveram forte influência na remoção de matéria orgânica no reator.

#### **4. CONCLUSÃO**

O sistema completo (UASB, FBAS, SAC - FHSS) proporcionou eficiências globais máximas de DQO, DBO, ST e SS superiores a 79%, além da manutenção da faixa de pH aceitável para melhor desempenho microbiológico.

Ocorreram elevadas correlações positivas entre as variáveis DQO, DBO e ST no reator UASB, otimizando a dinâmica de estabilização do reator, e o efeito das concentrações médias de 4,5 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub> no FBAS otimizaram a complementação da estabilização da matéria orgânica.

A análise de componentes principais promoveu a redução de 13 variáveis originais de qualidade da água residuária para 5, 8 e 5 componentes principais nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente, otimizando a dinâmica de interpretação dos dados que mais influenciaram a estabilidade do sistema ao longo das quatro fases.

#### **AGRADECIMENTOS**

A pesquisa foi desenvolvida com auxílio de recursos financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15).

#### **REFERÊNCIAS**

- ABOU-ELELA, S. E.; FAWZY, M. E.; EL-GENDY, A. S. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 85, p. 53-57, 2015.
- ANDERSON, T.W. An introduction to multivariate statistical analysis. 3.ed. New Jersey. 2003. 752p.
- APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th. ed. Washington, D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, 1268p.
- ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **Plos One**, v. 13, n. 10, p. 1-26, 2018.
- CHEN, J.; LIU, Y-S.; ZHANG, J-N.; YAMG, Y-Q.; HU, L-X.; UANG, Y-Y.; ZHAO, J-L.; CHEN, F-R.; YING, G-G. Removal of antibiotics from piggery wastewater by biological aerated filter system: Treatment efficiency and biodegradation kinetics. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 70-77, 2017.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: Desa – UFMG, 2016, v. 5, 379 p.
- CRISTÓVÃO, R. O. PINTO, V. M. S.; GONÇALVES, A.; MARTINS, R. J. E.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. R. Fish canning industry wastewater variability assessment using multivariate statistical methods. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 263-276, 2016.
- ENITAN, A. M.; KUMARI, S.; ODIYO, J. O.; BUX, F.; SWALAHA, F. M. Principal component analysis and characterization of methane community in a full-scale bioenergy producing UASB reactor treating brewery wastewater. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 10, p. 1-8, 2018.
- FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P.; SILVA, F. L.; CHAN, B. L. **Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009. 544p.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.
- FIA, F. R.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Visão além do alcance: uma introdução à análise fatorial. **Opinião Pública**, v. 16, n. 1, p. 160-185, 2010.
- GAMBLE, A.; BABBAR-SEBENS, M. On the use of multivariate statistical methods for combining in-stream monitoring data and spatial analysis to characterize water quality conditions in the White River Basin, Indiana, USA. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 845-875, 2012.

GARFÍ, M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 599-614, 2016.

GIKAS, G. D.; VRYZAS, Z.; TSIHRINTZIS, V. S-metolachlor herbicide removal in pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 339, p. 108-116, 2018.

HADDIS, A.; BRUGGEN, B. V. D.; SMETS, I. Constructed wetlands as nature based solutions in removing organic pollutants from wastewater under irregular flow conditions in a tropical climate. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 1, p. 1-10, 2019

HOPKINS, W. G. **A new view of statistics. Middlesbrough: Internet Society for SportScience**, 2016. Disponível em: <<http://www.sportsci.org/resource/stats/>> Acesso em: 26 ago. 2019.

HU, C.; YAN, B.; WANG, K-J.; XIAO, X-M. Modeling the performance of anaerobic digestion reactor by the anaerobic digestion system model (ADSM). **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 2095-2104, 2018.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. **Italian emission inventory 1990–2016 Informative Inventory Report 2018**. Report 284/2018 (2018), 197p.

JIRAPRASERTWONG, A.; MAITRIWONG, K.; CHAVADEJ, S. Production of biogas from cassava wastewater using a three-stage upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Renewable Energy**, v. 130, p. 195-205, 2019.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. (2009). **Treatment wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press. 1016p.

KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, p. 154-151, 1960.

KAISER, H.F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**. v. 39, n. 1, p. 31-36, 1974.

KALAT, D. G.; YÜCEER, A. Anaerobic mesophilic and thermophilic treatability of vegetable oil refining wastewater. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 109, p. 151-157, 2017.

KIM, H-R.; YU, S.; OH, J.; KIM, K-H.; HO-LEE, J.; MONIRUZZAMAN, M.; KIM, H. K.; YUN, S-T. Nitrate contamination and subsequent hydrogeochemical processes of shallow groundwater in agro-livestock farming districts in South Korea. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 273, p. 50-61, 2019.

KWARCIAK-KOZŁOWSKA, A.; BIÉN, J. Treatment of dairy wastewater in UASB-UF system. **E3S Web of Conferences**, v. 44, p. 1-8, 2018.

LOGANATH, R.; MAZUMDAR, D. Performance study on organic carbon, total nitrogen, suspended solids removal and biogas production in hybrid UASB reactor treating real slaughterhouse wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 3474-3484, 2018.

- LUO, P.; LIU, F.; ZHANG, S.; LI, H.; CHEN, X.; WU, L.; JUANG, Q.; XIAO, R.; WU, J. Evaluating organics removal performance from lagoon-pretreated swine wastewater in pilot-scale three-stage surface flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 211, p. 286-293, 2018.
- MASI, F.; RIZZO, A., BRESCIANI, R., CONTE, G. Constructed Wetlands for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 427–438, 2017.
- MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; ARANHA, A. R.A.; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. 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.
- MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, 2018.
- MAZARELI, R. C. S.; DUDA, R. M.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, R. A. Anaerobic codigestion of vegetable waste and swine wastewater in high-rate horizontal reactors with fixed bed. **Waste Management**, n.52, p.112-121, 2016.
- MENG, J.; LI, J.; HE, J.; LI, J.; DENG, K.; NAN, J.; Nutrient removal from high ammonium swine wastewater in upflow microaerobic biofilm reactor suffered high hydraulic load. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 69-75, 2019.
- METCALF; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 2003, 1848p
- OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; HENRY, M.; STEVENS, H.; WAGNER, H. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1.
- OUYANG, E.; LU, Y.; OUYANG, J.; WANG, L.; WANG, X. Performance and dynamic characteristics of microbial communities in multi-stage anaerobic reactors treating gibberellin wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 127, p. 318-325, 2019.
- OWUSU-AGYEMAN, I.; EYICE, Ö.; CETECIOGLU, Z.; PLAZA, E. The study of structure of anaerobic granules and methane producing pathways of pilot-scale UASB reactors treating municipal wastewater under sub-mesophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 290, p. 1-9, 2019.
- PRIYA, V. S.; PHILIP, L. Treatment of volatile organic compounds in pharmaceutical wastewater using submerged aerated biological filter. **Chemical Engineering Journal**, v. 266, p. 309-219, 2015.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015.
- SAEED, T.; HAQUE, I.; KHAN, T. Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation. **Chemical Engineering Journal**, v. 371, p. 154-165, 2019.

SHAMS, D. F.; SINGHAL, N.; ELEFSINIOTIS, P. Effect of feed characteristics and operational conditions on treatment of dairy farm wastewater in a coupled anoxic-upflow and aerobic system. **Biochemical Engineering Journal**, v. 133, p. 186-195, 2018.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, p. 464-475, 2007.

SOARES, J. O.; MARQUÊS, M. M. L.; MONTEIRO, C. M. F. A multivariate methodology to uncover regional disparities: A contribution to improve European Union and governmental decisions. **European Journal of Operational Research**, v. 145, p. 121-135, 2003.

SOLANO, M.L.; SORIANO, P.; CIRIA, M.P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, v. 87, n. 1, p. 109-118, 2004.

STEFANAKIS, A. I.; BARDIAU, M.; TRAJANO, D. COUCEIRO, F.; WILLIAMS, J. B.; TAYLOR, H. Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 659, p. 1135-1145, 2019.

TOBIAS, S.; CARLSON, J. E. Brief report: Bartlett's test of sphericity and chance findings in factor analysis. **Multivariate Behavioral Research**, v. 4, p. 375-377, 1969.

TULLO, E.; FINZI, A.; GUARINO, M. Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. **Science of The Total Environment**, v. 650, p. 271-2760, 2019.

VELÁZQUEZ, Y. F.; NACHEVA, P. M. Removal of pharmaceuticals from municipal wastewater by aerated submerged attached growth reactors. **Journal of Environmental Management**, v. 192, p. 243-253, 2017.

VICENTE-CERA, I.; MORENO-ANDRÉ, J.; AMAYA-VÍAS, D.; MIEL-MAESO, M.; PINTADO-HERRERA, P.; LARA-MARTÍN, P. A.; ACEVEDO-MERINO, A.; LÓPEZ-RAMÍREZ, NEBOT, E. Chemical and microbiological characterization of cruise vessel wastewater discharges under repair conditions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 68-75, 2019.

VON SPERLING. M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).

WANG, J.; TAI, Y.; MAN, Y.; WANG, R.; FENG, X.; YANG, Y.; FAN, J.; GUO, J.; TAO, R.; YANG, Y.; CHEN, Z.; VYMAZAL, J.; CAI, N. Capacity of various single-stage constructed wetlands to treat domestic sewage under optimal temperature in Guangzhou City, South China. **Ecological Engineering**, v. 115, p. 35-44, 2018.

WATTHIER, E.; ANDREANI, C. L.; TORRES, D. G. B.; KUCZMAN, O.; TAVARES, M. H. F.; LOÉS, D. D.; GOMES, S. D. Cassava Wastewater Treatment in Fixed-Bed Reactors: Organic Matter Removal and Biogas Production. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, p. 1-8, 2019.

WEBSTER, T. J. A principal component analysis of the U.S. News & World Report tier rankings of colleges and universities. **Economics, of Education Review**, v. 20, p. 235-244, 2001.

YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. **Renewable Energy**, v. 138, p. 512-530, 2019.

ZHANG, L.; DE VRIZE, J.; HENDRICKX, T. L. G.; WEI, W. TEMMINK, H.; RIJNAARTS, H.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2088-2097, 2018.

ZHANG, Y.; WEI, C.; YAN, B. Emission characteristics and associated health risk assessment of volatile organic compounds from a typical coking wastewater treatment plant. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 1 – 10, 2019.

ZHOU, H.; XU, G. Biofilm characteristics, microbial community structure and function of an up-flow anaerobic filter-biological aerated filter (UAF-BAF) driven by COD/N ratio. **Science of The Total Environment**, 2019.

ZHOU, Q.; ZHU, H.; BAÑUELOS, G.; YAN, B.; LIANG, Y.; YU, X.; CHENG, X.; CHEN, L. Effects of vegetation and temperature on nutrient removal and microbiology in horizontal subsurface flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, p. 95-108, 2017.

**ARTIGO 3 - USO DA ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS PARA  
AVALIAÇÃO DOS FATORES DE INFLUÊNCIA NA DINÂMICA DE NUTRIENTES  
EM SISTEMA UASB, FBAS, SAC - FHSS SUBMETIDOS A DIFERENTES  
CARREGAMENTOS ORGÂNICOS**

**ARTICLE 3 - USE OF PRINCIPAL COMPONENTS ANALYSIS FOR EVALUATION  
OF INFLUENCE FACTORS IN NUTRIENT DYNAMICS IN UASB, FBAS, CW -  
HSSF SYSTEM SUBMITTED TO DIFFERENT ORGANIC LOADING**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o  
Manual de normalização e estruturas de teses da UFPA.**

## RESUMO

O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho dos reatores de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), Filtro Biológico Aerado Submerso (FBAS) e Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC - FHSS) construídos em escala de protótipo e submetidos a diferentes carregamentos orgânicos, na remoção de nutrientes da água residuária da suinocultura (ARS). Durante o monitoramento, aplicou-se as cargas de 1, 2, 3 e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, havendo monitoramento por 163 (Fase I), 136 (II), 77 (III) e 44 dias (V), respectivamente. Para entendimento da dinâmica de nutrientes nas quatro fases, utilizou-se a análise de componentes principais (PCA), para redução da dimensionalidade dos dados. Com base nos dados obtidos, observou-se haver aumento da carga de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo Total (P<sub>T</sub>) e da Condutividade Elétrica (CE) nas quatro fases, variáveis que estão positivamente correlacionadas. Após a passagem pelo reator UASB, a CE aumentou, porém, as concentrações de NTK e P<sub>T</sub> não se alteram significativamente. Por outro lado, no FBAS as concentrações de OD inseridas proporcionaram incrementos em mais de 50 mg L<sup>-1</sup> de formas nítricas entre as fases I e IV, enquanto que a capacidade do SAC- FHSS em assimilar N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi observada com redução de 82,9%. Em função dessa complexidade de fatores envolvidos, as correlações entre as variáveis explicam em menor proporção a dinâmica de nutrientes nos reatores, segundo a análise de PCA. As concentrações de P<sub>T</sub> efluente ao tratamento aumentaram ao longo das fases, devido ao aumento do aporte do nutriente e possivelmente em função da redução da capacidade de adsorção do meio suporte.

**Palavras-chaves:** tratamento biológico, fósforo, nitrogênio, análise multivariada.



### ABSTRACT

The present study aimed to evaluate the performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB), Submerged Aerated Biological Filter (SABF) and Subsurface Horizontal Flow Flooded System (HFCW) reactors built in prototypes to remove in different nutrients from swine wastewater (SW). During studying, were applied loads of 1, 2, 3 and 4 kg DQO m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> with 163 (Phase I), 136 (II), 77 (III) and 44 days (V) monitoring, respectively. To understand the nutrient dynamics in the four phases, the principal component analysis (PCA) was used to reduce the dimensionality of the data. Based on the data obtained, there was an increase in the total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (P<sub>T</sub>) and electrical conductivity (EC) in the four phases, variables that are positively correlated. After passage through the UASB reactor, EC increased, however, TKN and P<sub>T</sub> concentrations did not change significantly. On the other hand, in the SABF the inserted DO concentrations provided increments of more than 50 mg L<sup>-1</sup> of nitric forms between phases I and IV, while the ability of HFCW to assimilate N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> was observed with reduction of 82.9%. Due to this complexity of factors involved, the correlations between the variables explain to a lesser extent the nutrient dynamics in the reactors, according to the PCA analysis. Treatment effluent P<sub>T</sub> concentrations increased throughout the phases due to increased nutrient intake and possibly due to reduced adsorption capacity of the support medium.

**Keywords:** biological treatment, phosphorus, nitrogen, multivariate analysis.

## 1. INTRODUÇÃO

O crescimento da população e os novos padrões de consumo global têm causado aumento na demanda por produtos e serviços. Neste contexto, pode-se citar a elevação do consumo e, conseqüentemente, da produção de carne suína, padrão observável a cada ano, de acordo com o relatório *Global Meat Pork Market 2017–2021* (REPORTLINKER, 2017).

O resultado desse cenário são os maiores volumes de águas residuárias com altas concentrações de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes, metais pesados, antibióticos e hormônios (CHENG et al., 2019; WANG et al., 2019; CHENG et al., 2018a) que podem desencadear em graves impactos sobre rios, lagos e solos, além do aumento da resistência de bactérias a antibióticos; elevação dos riscos à saúde humana em função da atividade estrogênica e outros compostos nocivos em meios aquáticos (CHENG et al., 2018b).

De forma a mitigar os possíveis impactos ambientais da criação de suínos, tem-se avaliado diferentes tecnologias para tratamento das águas residuárias. O uso do tratamento anaeróbio, a exemplo do reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) (LETTINGA et al., 1980), configura-se como forma de tratamento adequada e passível de ser otimizada (OUYANG et al., 2019), apresentando como vantagens a redução do consumo energético e custos operacionais; o baixo tempo de detenção hidráulica (TDH) necessário; o potencial de produção de biogás e de gerar lodo mais estabilizado e em menor volume em relação à reatores aerados (YANG et al., 2019).

Porém, em função das características operacionais, físico-químicas, microbiológicas e por ser um processo altamente complexo, não linear e dinâmico (HU et al., 2018), os reatores UASB geram águas residuárias ainda com elevadas concentrações de matéria orgânica e, principalmente, nutrientes, como nitrogênio (N) e fósforo (P), necessitando de pós-tratamentos. Neste contexto, se apresentam os filtros biológicos aerados submersos (FBAS), de características de alto tempo de detenção biológica através do desenvolvimento de biofilmes (ABOU-ELELA et al., 2019); e os sistemas alagados construídos (SACs - FHSS), caracterizado por complexas interações meio suporte-plantas-microbiota, unidades de tratamento reportadas como alternativa competitiva e eficaz como pós-tratamento de reatores anaeróbios (JIZHENG et al., 2019; VERMA; SUTHAR, 2018; MATOS et al., 2018).

As remoções de nutrientes por reatores biológicos estão associadas as concentrações de matéria orgânica, desempenho da biodegradabilidade, tempo de detenção hidráulica, tipo de meio suporte empregado, espécies cultivadas utilizadas são considerados importantes (KASAK

et al., 2018; YANG et al., 2017). Mais que isso, uma grande diversidade de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, intrínseca às características das águas residuárias, às condições climáticas e de operação também podem interferir no desempenho de estações de tratamento (PLATIKANOV et al., 2014).

O uso de ferramentas estatísticas multivariadas se apresenta como uma ferramenta utilizada para fornecer melhores relações espaciais e temporais, a fim de facilitar uma melhor compreensão do processo que envolvem a qualidade das águas residuárias (ENITAN et al., 2018; KEEFE et al., 2017; SUN et al., 2016). Dentre estas, a análise de correlação gráfica de Pearson é um método estatístico que avalia o grau de relação e intensidade entre as variáveis de qualidade de águas, indicando relacionamento perfeito quanto mais próxima a correlação estiver de +1 ou -1 (BABU et al., 2014). Embora útil, às vezes a análise de correlação leva a um grande número de variáveis que são difíceis de examina, podendo-se ser aplicadas o método de análise de componentes principais (PCA) (CRISTÓVÃO et al., 2016) para interpretação dos dados.

A técnica multivariada de PCA é um método estatístico exploratório de análise de dados que utiliza a estrutura de correlação entre múltiplos constituintes, produzindo um pequeno número de novas variáveis que contêm a maior parte das informações e variância no conjunto de dados originais (OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012). Atualmente, pesquisadores empregaram PCA para determinar a correlação entre variáveis de processo e caracterizar a qualidade da água superficiais e águas residuárias em estações de tratamentos, reciclando informações sobre as influências sazonais e composições químicas (NEWHART et al., 2019; WALLACE et al., 2016).

Assim, o presente estudo objetivou empregar técnicas multivariadas de correlação gráfica de Pearson e PCA para avaliação da dinâmica de nutrientes em um sistema integrado sequencial composto por reatores UASB, FBAS, SAC - FHSS, submetido a quatro carregamentos orgânicos de água residuária de suinocultura.

## **2. MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1. Local de desenvolvimento da pesquisa**

O sistema de tratamento foi instalado e conduzido em escala de laboratório na Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais, Brasil (latitude 21°13'45"S,

longitude 44°58'31"W), com altitude média de 918 m e clima regional Cwa de acordo com a classificação de Köppen (SÁ JUNIOR et al., 2012).

## 2.2. Descrição do sistema de tratamento integrado

O sistema sequencial de tratamento consistiu de um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial (SAC - FHSS), projetados para o tratamento de água residuária de suinocultura (ARS), com ênfase na remoção de matéria orgânica. O reator UASB e o FBAS foram construídos em material acrílico com 0,80 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>.

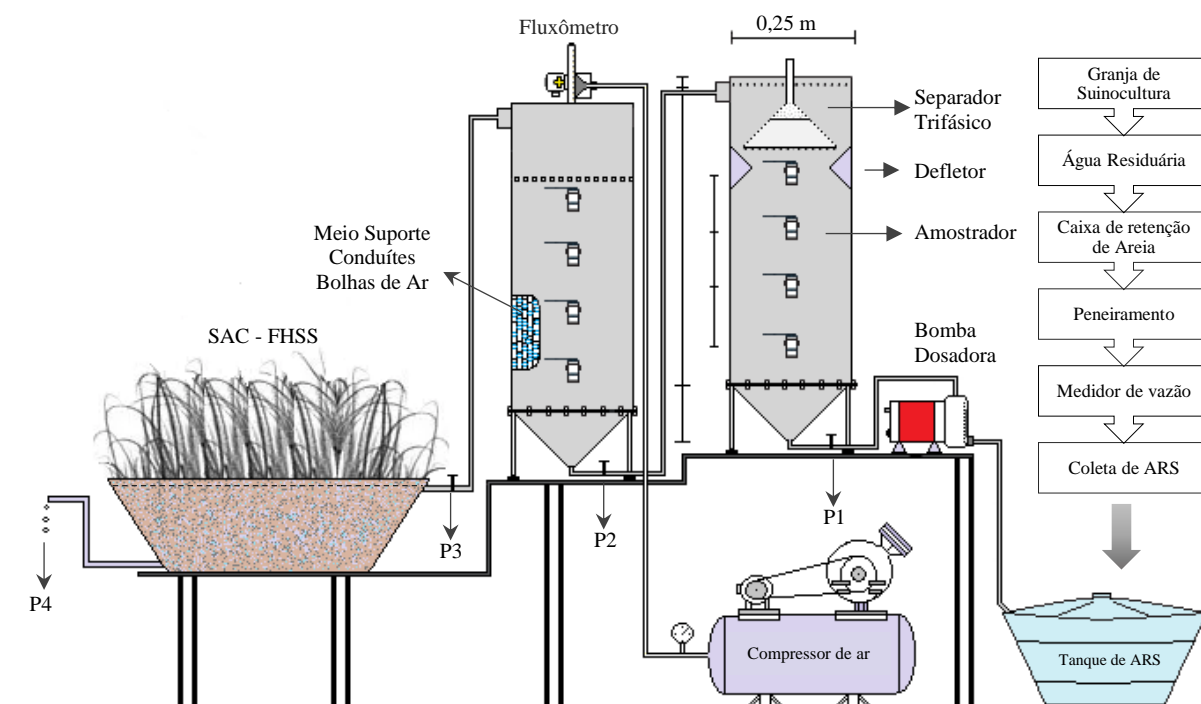
Como inóculo, foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando 130,8 g L<sup>-1</sup> de ST, 37,9 g L<sup>-1</sup> de STV, 89,6 g L<sup>-1</sup> de SS e 25,3 g L<sup>-1</sup> de SSV, para inocular o reator experimental, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a 0,10 kg kg<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> expressa em termos de [DQO] [STV]<sup>-1</sup>[d]<sup>-1</sup> (CHERNICHARO, 2016), totalizando 0,00423 m<sup>3</sup> de lodo.

O reator FBAS foi preenchido com meio suporte que consistiu de material plástico de construção civil (fragmentos de conduítes) em função de sua rugosidade, praticidade e custo, além de possibilitar maior área superficial de desenvolvimento do biofilme (SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2012) e, portanto, maior capacidade de interação e tratamento entre os microrganismos e a água residuária da suinocultura (ARS). O fornecimento de ar foi realizado com compressor de ar comprimido de capacidade de 14,4 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e a vazão de ar inserida com médias entre 4 e 6 L min<sup>-1</sup>. O SAC- FHSS utilizado como pós tratamento dos reatores UASB e FBAS, foi montado em vaso prismático com estrutura de polietileno e dimensões de 0,75 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,30 m de altura, declividade de 0,002 m m<sup>-1</sup>, índice de vazios de 47,5% e nível do efluente mantido a 0,05 m abaixo da superfície do reator, a fim de evitar possíveis odores e proliferação de insetos. No SAC - FHSS foi cultivado o capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*), visto que se trata de uma cultura perene, com altas taxas de crescimento, e capacidade de absorção de nutrientes, resultando em cortes frequentes (ARAÚJO et al., 2018).

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente da granja suinícola de ciclo completo, localizada em Lavras, MG. Antes das coletas realizadas quinzenalmente, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento e medidor de

vazão, sendo posteriormente armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C. Na Figura 1, é demonstrada a estrutura e fluxograma de todo o sistema de tratamento.

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS.



P1: afluente ao UASB), ponto 2 (P2: efluente UASB e afluente FBAS), ponto 3 (P3: efluente FBAS e afluente SAC - FHSS) e ponto 4 (P4: efluente SAC - FHSS) para cada fase experimental.

Fonte: Do Autor (2019).

### 2.3. Características da ambientais e parâmetros de entrada no sistema

As caracterizações da ARS bruta foram feitas semanalmente e as principais características físicas, químicas, operacionais dos reatores e os fatores climáticos estão presentes na Tabela 1 e Figura 2, respectivamente. A temperatura do líquido, e a temperatura máxima e mínima do ambiente foram monitoradas a partir da instalação de sensores automáticos em cada reator e de um termohigrômetro no local de instalação dos reatores. Dados de temperatura ambiente, umidade relativa do ar e precipitação foram obtidas na estação meteorológica instalada no campus da UFLA e monitorada pelo Inmet.

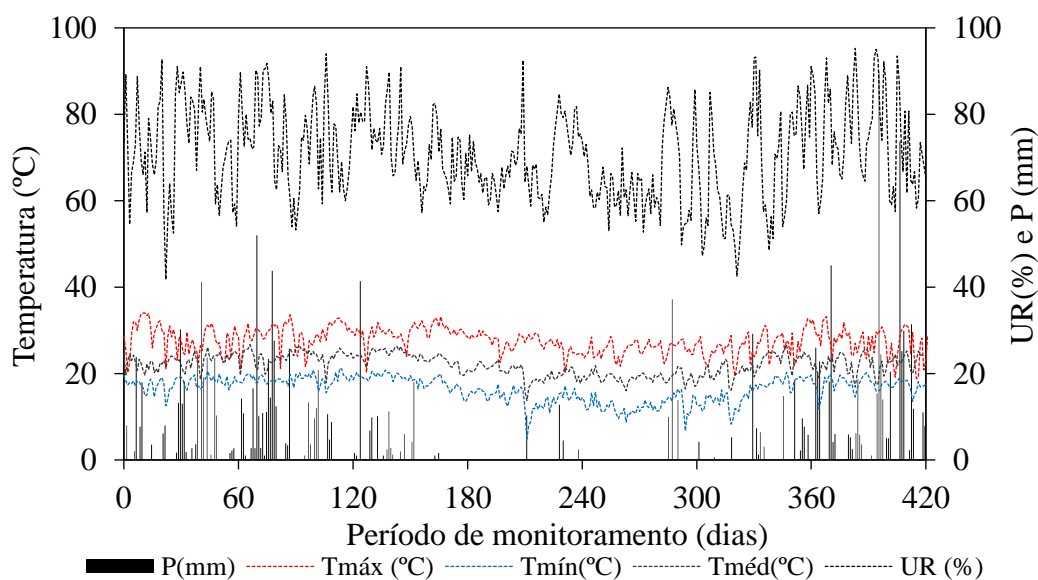
Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas.

Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
N	31	39	22	13
pH	6,44 ± 0,43	6,94 ± 0,40	6,74 ± 0,19	6,82 ± 0,33
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	10,33 ± 1,18	10,99 ± 1,44	10,15 ± 0,97	9,88 ± 2,31
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5806 ± 1102	7269 ± 1315	8130 ± 1204	8451 ± 770
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	14747 ± 3164	15901 ± 2903	14532 ± 1903	15965 ± 2510
ST (mg L <sup>-1</sup> )	8853 ± 1799	10657 ± 5184	7852 ± 1215	7631 ± 858
SS (mg L <sup>-1</sup> )	3585 ± 2050	5075 ± 3261	1978 ± 968	1349 ± 1155
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65	687 ± 214
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59	476 ± 284
Q: UASB/FBAS (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,016 ± 0,0010	0,015 ± 0,001	0,016 ± 0,0025	0,016 ± 0,001
TDH UASB/FBAS (d)	0,975 ± 0,065	1,060 ± 0,094	1,015 ± 0,104	0,976 ± 0,056
COV (kg <sup>-1</sup> de DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,962 ± 0,042	2,014 ± 0,068	3,001 ± 0,099	4,036 ± 0,073
Vazão SAC - FHSS	0,014 ± 0,061	0,013 ± 0,002	0,013 ± 0,001	0,012 ± 0,001
TDH SAC – FHSS (d)	3,358 ± 0,110	3,54334 ± 0,234	3,593 ± 0,0,187	3,770 ± 0,142
TC <sub>NTK-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	15,718 ± 10,046	37,499 ± 20,217	70,053 ± 41,464	80,041 ± 32,014
TC <sub>PT-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	13,796 ± 3,744	33,061 ± 6,682	51,244 ± 12,295	67,265 ± 18,067
Temperatura da ARS	25,677 ± 2,330	20,102 ± 2,649	22,390 ± 2,757	23,435 ± 2,298

N: Leituras; pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos suspensos; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; Q: vazão; COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema; TC<sub>NTK</sub> e TC<sub>PT</sub>: taxa de carregamento de nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total.

Fonte: Do Autor (2019).

Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019).

#### 2.4. Start-up de entrada no sistema e variáveis avaliadas

O experimento foi conduzido em quatro fases, sendo a primeira representando a partida dos reatores com carga orgânica volumétrica (COV) de  $1,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO no UASB, avaliando por 163 dias; na segunda, as unidades receberam  $2,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO durante 136 dias; a terceira se caracterizou pelo COV de  $3,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO e avaliação por 77 dia; enquanto na quarta fase houve aplicação de  $4,0 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO por 44 dias, contabilizando 420 dias no período experimental.

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017, e a amostragem do afluente e do efluente do reator UASB ocorreu de forma pontual, ocorrendo duas vezes por semana, entre às 7h00min e às 7h30min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Setor de Saneamento Ambiental, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

Duas vezes por semana foram determinados os valores de potencial hidrogeniônico (pH) e condutividade elétrica (CE) por método potenciométrico; fósforo total pelo método do ácido ascórbico (4.500 - PE), utilizando digestão ácida em bloco digestor Marconi (Micro - MA 850/16) e espectrofotômetro Hach DR-4000U; nitrogênio total kjeldahl (NTK) utilizando bloco digestor Marconi (Macro - MA 850/16) e destilador Marconi MA-036, analisados pelo método

4.500 Nitrogen (Organic), nitrito ( $\text{N} - \text{NO}_2^-$ ) pelo método 4500 (APHA; AWWA; WEF, 2012); e nitrato ( $\text{N} - \text{NO}_3^-$ ) pelo método de Yang et al. (1998).

## 2.5. Análises estatísticas

Todas as análises foram submetidas à análise de variância usando o teste F a 0,05. Na análise estatística, utilizou-se o programador estatístico SISVAR<sup>®</sup> (FERREIRA, 2011). Para estatística descritiva dos resultados, foram utilizados gráficos do tipo *box-plot*.

Os dados obtidos foram usados para calcular as médias, desvios padrões e matriz de correlação gráfica de Pearson com níveis de significância para as variáveis utilizando a linguagem de programação R por meio do pacote “Performance Analytics” (PETERSON et al., 2014; R CORE TEAM, 2015). Segundo a classificação de Hopkins (2016), as correlações significativas ou não foram categorizadas em:  $0,0 < r \leq 0,1$  (Muito baixa),  $0,1 < r \leq 0,3$  (Baixa)  $0,3 < r \leq 0,5$  (Moderada),  $0,5 < r \leq 0,7$  (Alta),  $0,7 < r \leq 0,9$  (Muito alta) e  $0,9 < r \leq 1,0$  (Extremamente alta).

Na presente pesquisa, a análise de PCA foi utilizada para investigar as dinâmicas processuais das variáveis presentes nas águas residuárias, examinando, para isso, associações definidas por um ou mais pesos variáveis em fatores.

A PCA foi realizada utilizando a linguagem de programação R por meio do pacote “vegan” (OKSANEN, 2018; R CORE TEAM, 2015), aplicando-se a rotação varimax com normatização Kaiser aos dados medidos, a fim de proporcionar independência e reduzir a dimensionalidade na variância dos dados de forma eficiente. Para examinar a adequação do presente conjunto de dados para PCA, foram realizados os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (KAISER, 1974) e de Esfericidade de Bartlett (TOBIAS; CARLSON, 1969).

O KMO é uma medida de adequação de amostragem que indica a proporção de variância que é causada pelos componentes principais subjacentes, sendo os valores mais alto (mais próximos de 1,0) indicativos de que o conjunto de dados pode ser usado para o PCA. Por outro lado, quando o valor do teste KMO é menor que 0,5, esse conjunto de dados não será útil para o PCA (FÁVERO et al., 2009). Além disso, valores entre 0,5 e 0,7 são insignificantes, valores entre 0,7 e 0,8 são bons e valores acima de 0,8 são ótimos (HUTCHESON; SOFRONIQU, 1999).

Com o teste de esfericidade de Bartlett foi possível examinar se a matriz de correlação é uma matriz de identidade, condição na qual todas as variáveis são não relacionadas, sendo



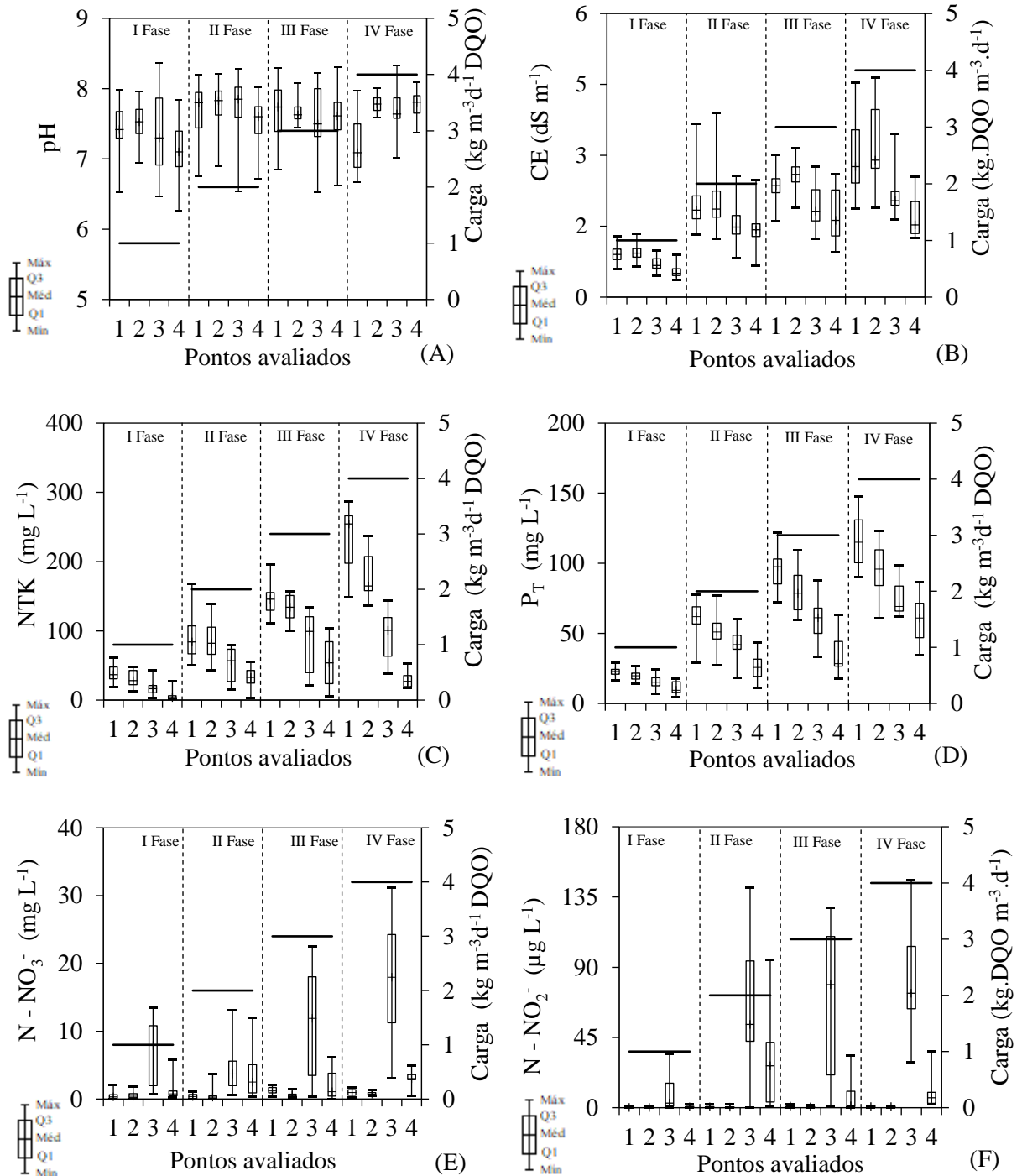
inadequada a utilização do modelo PCA para análise avançada de dados (SHRESTHA; KAZAMA, 2007). O nível de significância após Bartlett deve ser menor que 0,05 (p-valor <0,05), indicando existência de relações significativas entre as variáveis. Para avaliação dos carregamentos fatoriais das PCAs, considerou-se que cargas próximos a  $\pm 1$  indica uma forte correlação entre uma variável e o fator, e as variáveis que exibiram um peso de carga  $> 0,5$  foram considerados significativos (VERMA; SUTHAR, 2018).

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Qualidade dos efluentes produzidos pela integração UASB, FBAS, SAC - FHSS**

Observam-se nas Figuras 3A, 3B, 3C, 3D, 3E e 3F e Tabela 3, os *box-plots* e as análises estatísticas dos valores médios dos dados, respectivamente, de pH, CE, NTK,  $P_T$ , N -  $NO_3^-$  e N -  $NO_2^-$ , afluentes e efluentes dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS durante as quatro fases experimentais (420 dias de monitoramento).

Figura 3 - Box Plot dos valores do potencial hidrogeniônico (pH) (A), condutividade elétrica (CE) (B), nitrogênio total kjeldahl (NTK) (C), fósforo total ( $P_T$ ) (D), nitrato ( $N-NO_3^-$ ) (E) e nitrito ( $N-NO_2^-$ ) (F) nos pontos de coletas para cada fase experimental.



P1: afluente ao UASB; P2: efluente UASB e afluente FBAS; P3: efluente FBAS e afluente SAC-FHSS; P4: efluente SAC – FHSS; (—): cargas aplicadas.

Fonte: Do Autor (2019).

Tabela 2 - Estatística dos valores médios de pH e CE, das concentrações de NTK, P<sub>T</sub>, N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nos pontos de coletas para cada fase experimental.

Variáveis	Pontos de coleta	Fases (média ± DP)			
		I	II	III	IV
pH	P1	7,4Aab±0,3	7,7ABb±0,4	7,7Ab±0,4	7,2Aa±0,4
	P2	7,5Aa±0,3	7,8Ab±0,3	7,7Aab±0,1	7,8Bb±0,1
	P3	7,4ABa±0,6	7,8Ab±0,4	7,6Aab±0,5	7,7Bab±0,3
	P4	7,1Ba±0,4	7,5Bb±0,3	7,6Ab±0,3	7,7Bb±0,2
CE (dS m <sup>-1</sup> )	P1	0,9Aa±0,2	1,9Ab±0,4	2,4Ac±0,3	3,0Ad±0,8
	P2	0,9Aa±0,2	2,0Ab±0,5	2,6Ac±0,3	3,2Ad±0,8
	P3	0,7Ba±0,1	1,7Bb±0,4	1,9Bc±0,4	2,2Bd±0,5
	P4	0,6Ca±0,1	1,4Bb±0,3	1,8Bc±0,5	1,7Bc±0,4
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	P1	38,1Aa±12,5	94,2Ab±34,5	145,9Ac±23,1	231,1Ad±51,4
	P2	30,6Aa±12,0	83,7Ab±28,3	133,5Ac±19,4	181,3Ad±36,4
	P3	17,8Ba±11,3	51,2Bb±23,5	82,7Bbc±44,1	92,6Bc±39,8
	P4	7,5Ba±8,2	31,6Bb±15,4	53,6Bc±36,1	29,6Cb±13,0
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	P1	22,7Aa±3,5	61,7Ab±10,9	95,3Ac±14,4	116,7Ad±22,3
	P2	19,9Aa±4,0	51,9Bb±9,8	80,8Ac±16,9	94,9ABc±22,2
	P3	15,6Ba±4,4	41,8Cb±9,7	59,7Bc±16,7	75,3BCd±14,5
	P4	11,3Ca±4,3	25,9Db±8,7	35,2Cb±16,2	59,9Cc±19,2
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	P1	0,2Aab±0,1	0,1Aa±0,2	0,2Aab±0,1	0,1Ab±0,1
	P2	0,1Aab±0,2	0,1Aa±0,2	0,1Abc±0,0	0,2Ac±0,1
	P3	6,9Ba±4,5	4,7Ba±4,0	10,3Bab±8,9	17,6Bb±10,6
	P4	1,4Aa±1,7	3,4Ba±3,1	2,0Aa±2,4	3,0Aa±1,5
N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg L <sup>-1</sup> )	P1	0,2Aa±0,2	0,2Aab±0,6	1,1Ab±0,5	0,8Aab±0,5
	P2	0,2Aa±0,2	0,1Aa±0,4	0,6Aa±0,4	0,6Aa±0,3
	P3	9,2Ba±12,07	64,6Bb±40,7	68,5Bb±47,4	83,2Bb±33,4
	P4	0,7Aa±0,6	29,4Cb±27,1	7,0Aa±10,7	11,5Aab±14,2

Colunas (comparação entre reatores) com letras maiúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de tukey a p<0,05; linhas (comparação entre fases) com letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de tukey a p<0,05. P1: afluente ao UASB; P2: efluente UASB e afluente FBAS; P3: efluente FBAS e afluente SAC - FHSS; P4: efluente SAC - FHSS.

Fonte: Do Autor (2019).

A amplitude de variação de pH, afluente e efluente de cada reator, apresentou medianas entre 7,1 e 8,0, observadas nos pontos 4 e 3 e respectivas fases I e II (Figura 3A), permanecendo, assim, com valores dentro da faixa de 6,0 a 9,0 durante todo o período experimental, sendo este intervalo adequado para manutenção da estabilização microbiana da matéria orgânica (CHERNICHARO, 2016; METCALF; EDDY, 2003), muito embora a condição ideal de desempenho da digestão anaeróbia e consequente conversão da matéria orgânica a metano ocorra na faixa de 6,8 a 7,4 (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Nos reatores FBAS e SAC - FHSS ocorreram as maiores variações entre máximos e mínimos dos valores de pH (ponto 3 e 4 nas fases I e III), proporcionando mais intensamente a dinâmica de nitrificação - desnitrificação e redução da relação interquartis nos valores de pH (Figura 3A), resultando em médias estatisticamente diferentes entre os pontos 1 e 4 nas fases I, II e IV (Tabela 2). No entanto, se foi observada diferença significativa entre os valores de pH entre os reatores, o mesmo não ocorreu comparando os valores em cada fase, demonstrando manutenção de pH na entrada do sistema de tratamento.

Foi observado aumento das medianas de CE efluente ao reator UASB em relação à entrada, havendo incrementos de 0,9 para 2,9 dS m<sup>-1</sup> nas fases I e IV, respectivamente (Figura 3B). Esta condição, além de ocasionada pelo aumento da carga aplicada, ocorre também em virtude da estabilização diversos compostos, principalmente ácidos orgânicos, aumentando as concentrações de sólidos dissolvidos e sais no meio por mineralização (GODDEK et al., 2018; VON SPERLING, 2014). Na passagem da ARS pelos reatores FBAS e SAC - FHSS, houveram queda dos valores de CE em todas as fases e intervalo interquartis (Figura 3B), resultando em valores médios na fase IV entre 2,2 e 1,7 dS cm<sup>-1</sup> nas saídas do FBAS (ponto 3) e SAC - FHSS (ponto 4), respectivamente, como demonstrado na Tabela 2.

Resultados semelhantes de redução da CE foram obtidos por Porwal et al. (2015) em um reator aerado tratando água residuária de laticínios, que foram superiores aos 16% (0,53 dS m<sup>-1</sup> efluente) e 19% (0,52 dS m<sup>-1</sup> efluente) de remoção em SAC - FHSS cultivado com *Cyperus Papyrus* e *Phragmites Australis*, respectivamente. A capacidade de estabilização de compostos orgânicos estão associados ao fornecimento contínuo e em concentrações adequadas de oxigênio dissolvido em reatores aerados, que otimizam a capacidade de crescimento microbiano e desempenho no uso de íons produzidos no meio, como SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e K<sup>+</sup> (PARAKH et al., 2019), além de influenciarem o pH e a dinâmica nitrificante do meio. Enquanto que no SAC - FHSS, as remoções de CE podem ocorrer pela assimilação de íons pelo capim-tifton 85 e por mecanismos de adsorção e troca catiônica com meio suporte, uma vez

que há interação entre as cargas positivas de íons na água residuária, como cálcio, magnésio e potássio, com as cargas negativas no meio suporte (meio filtrante ou raízes) (BIAGI et al., 2019; MATOS et al., 2018; FIA et al., 2017).

Os *box plots* das Figuras 3C e 3D evidenciaram aumento das concentrações de NTK e  $P_T$ , respectivamente, com a elevação da carga aplicada. Também foi possível verificar que, assim como observado por Lim e Kim (2014), reatores anaeróbios não são unidades efetivas na remoção de nutrientes, razão pela qual não houve diferença significativa entre as concentrações de NTK entre a entrada e saída. Em relação ao  $P_T$ , somente na Fase II, o tratamento foi eficaz (Tabela 2). Já nos reatores FBAS e SAC - FHSS, observaram-se reduções das concentrações, principalmente em função da presença de oxigênio e atuação de bactérias nitrificantes e desnitrificantes (ZHENG et al., 2019; ABOU-ELELA et al. 2019), obtendo-se máximas eficiências de 48,9 e 68,0% de NTK na fase IV e 26,1 e 41,0% de  $P_T$  na fase II respectivamente nos reatores FBAS e SAC - FHSS.

Embora as remoções de nutrientes no SAC – FHSS comumente estejam na faixa de 40 a 60% de  $P_T$  e 40 a 50% de N (VYMAZAL, 2017), Vymazal e Kröpfelová (2008) concluíram que a remoção de N, em sua maioria, é reduzida quando comparada à remoção de carga orgânica e de sólidos, condição associada a razão de um ambiente predominantemente anóxico/anaeróbio com microzonas aeróbias, não sendo capazes de proporcionar, simultaneamente, condições para a nitrificação e a desnitrificação, que configura-se como uma das principais rotas de remoção de N em SAC – FHSS (NIVALA et al., 2019; LI et al., 2017; HE et al., 2016, SAEED; SUN 2012; VYMAZAL, 2010).

Em análise global, após 420 dias de monitoramento e cargas finais aplicadas ao SAC - FHSS de 80,0 e 67,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de NTK e  $P_T$ , respectivamente, o sistema integrado apresentou concentrações finais de 29,6 e 59,9 mg L<sup>-1</sup>, eficiências de 87,5 e 63,1% e cargas removidas de 70 e 42,4 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de NTK e  $P_T$ , respectivamente. Os resultados encontrados foram superiores à média de 40% de NTK obtidos por Fia et al. (2017) após carga aplicada de 111 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de NTK via água residuária de suinocultura em SAC - FHSS, provavelmente em função do menor aporte de nutrientes, já que as plantas possuem capacidade limitada de absorção, mesma razão pela qual os autores não observaram diferença significativa da remoção em relação a unidade controle (sem plantas). As eficiências também foram superiores aos reportados por Lutterbeck et al. (2018) que encontraram remoções variando entre 57,7 e 28,4% de N e  $P_T$ , respectivamente, em sistema integrado UASB – Filtro biológico – SAC - FHSS cultivado com *Hymenachne grumosa* e tratando esgoto doméstico sob carga de entrada de 1,79 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, além da

carga aplicada, outros fatores têm grande importância, como o tipo de espécie vegetal escolhida. Vymazal (2010) cita ainda o tipo de escoamento, o número de estágios e as condições redox são outras variáveis relevantes na remoção de N.

As concentrações medidas de nitrito (N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) no afluente e efluente do reator UASB apresentaram médias extremamente baixas (< 0,2 mg L<sup>-1</sup>), resultado da ausência de oxigênio e bactérias específicas para conversão, principalmente de íon amônio a formas de nitrogênio mais oxidadas (ZHENG et al., 2019; HE et al., 2016; WU et al., 2015). Nas unidades posteriores, foi possível observar maior atividade de bactérias nitrificantes e desnitrificantes.

No FBAS utilizado como pós-tratamento ao reator UASB, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) se manteve entre 4,5 e 6,9 mg L<sup>-1</sup>, condição propícia para nitrificação, enquanto a interação entre ambiente anaeróbico, anóxico e aerado (microzonas na rizosfera) no SAC – FHSS otimizaram a dinâmica de remoção de N (nitrificação/desnitrificação). Foram verificados crescimentos das concentrações efluentes ao reator FBAS de 7,9 para 18,0 mg L<sup>-1</sup> de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e de 2,9 para 73,4 µg L<sup>-1</sup> de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> entre as fases I e IV, respectivamente (Figuras 3E e 3F), resultando em médias significativas maiores em todas as fases. As concentrações dos dados medidos de nitritos e nitratos estão associadas as abundâncias de bactérias nitrificantes, como as oxidadoras de amônia (Zhang et al., 2019; Yang et al., 2017), mais que isso, as transformações dos compostos nitrogenados também podem estar influenciadas pelo aumento das cargas orgânicas e alterações do pH meio.

Observa-se no ponto 4 (efluente do SAC - FHSS) a redução das concentrações e distâncias interquartis para N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (Figuras 3E e 3F), ocorrendo maior mediana de 26,8 µg L<sup>-1</sup> na fase II e de 6,5 mg L<sup>-1</sup> ao final de 420 dias de monitoramento, respectivamente. Com exceção da fase II, as concentrações de N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> encontradas no efluente do SAC - FHSS foram baixas (Tabela 2) e com eficiências de 86,2 e 82,9% na fase IV, respectivamente, indicando que os mecanismos de remoção de nitrogênio em SAC - FHSS, principalmente a desnitrificação, nitrificação e absorção de nitratos pelas cultivares (YANG et al., 2019; HE et al., 2016; MATOS et al., 2017, FIA et al. 2017) foram alcançadas de formas efetivas. Mais que isso, pesquisas afirmam que as dinâmicas de formas nitrogenadas e fosfatadas ainda podem ser fortemente alteradas em função do aumento de cargas orgânicas e manutenção do TDH (ALMEIDA et al., 2017), aumento da relação C/N (DQO/NTK) (LI et al., 2017; HE et al., 2016; ZHU et al., 2014), colmatação em SAC - FHSS (MATOS et al., 2018;

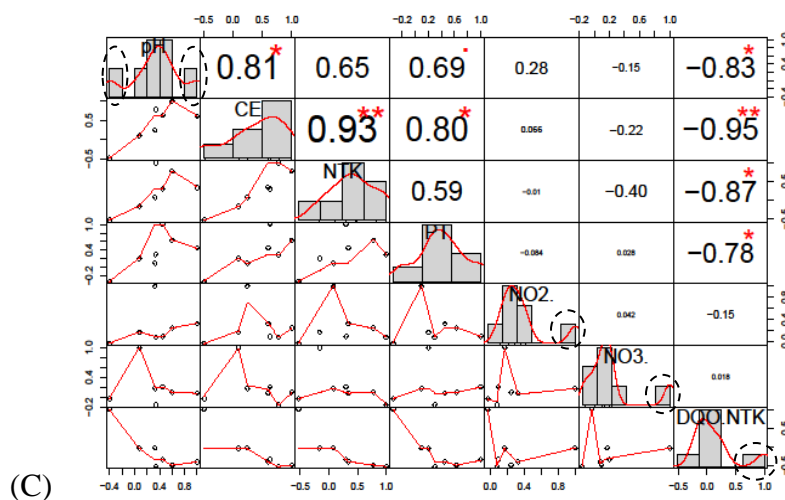
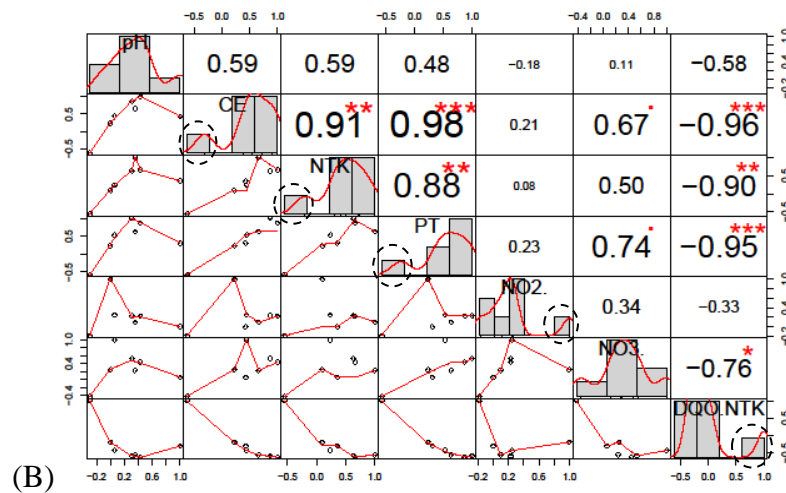
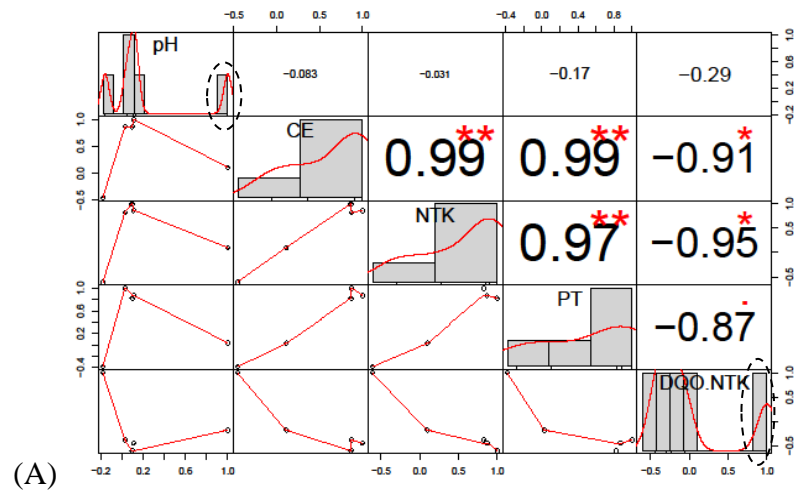
ZHU et al., 2014) e espécie, densidade de plantas policulturas (LEIVA et al., 2018; ZHOU et al., 2017).

A remoção de  $P_T$  ocorre principalmente por adsorção ao meio suporte, precipitação e absorção pelas culturas, sendo que o primeiro mecanismo tende a decrescer ao longo do período de operação, em função da saturação dos sítios de ligação (LAN et al., 2018; MENDES et al., 2018). Assim, além da carga aplicada, a redução da capacidade de retenção por forças eletrostáticas também pode explicar o aumento da concentração de P nas fases.

### **3.2. Interações entre as variáveis**

A interação entre as variáveis originais e seus respectivos efeitos nas unidades de tratamentos (Figuras 4A, 4B e 4C) forneceram matrizes de correlações expressadas pelos histogramas com distribuição dos dados na diagonal principal, dispersão dos dados bivariados, valores associados e correlacionado por Pearson, e níveis de significância nas diagonais superiores.

Figura 4 - Matriz de correlação gráfica de Pearson com níveis de significâncias para as variáveis pH, CE, NTK, P<sub>T</sub>, N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e DQO/NTK nos reatores UASB (A), FBAS (B) e SAC - FHSS (C) ao longo de quatro cargas orgânicas.



Cada nível de significância está associado a um símbolo: p-valores 0,001 (\*\*\*) , 0,01 (\*\*), 0,05 (\*) e 0,1 (·). Fonte: Do Autor (2019).



No reator UASB (Figura 4A), os efeitos do pH sobre as demais variáveis apresentaram correlações negativas muito baixas e sem efeitos significativos, resultado da capacidade tamponante da alcalinidade do meio (TA; BABEL, 2019). Com a aplicação das cargas orgânicas de 1, 2, 3 e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO ao longo das quatro fases, houveram correlações extremamente altas, positivas e significativas entre as concentrações de NTK e P<sub>T</sub> e de ambos em relação a CE ( $0,99 \geq r \geq 0,97$  e  $p \leq 0,01$ ). Além disso, foi observado correlações negativas muito alta e extremamente altas em relação as concentrações de P<sub>T</sub> ( $r = -0,81$  e  $p \leq 0,1$ ) e NTK e CE ( $-0,91 \leq r$  e  $p \leq 0,05$ ), respectivamente. Assim, indica que o aumento das concentrações de NTK, P<sub>T</sub> e CE estão condicionadas ao aumento das cargas orgânicas afluentes ao reator UASB.

Os resultados de pH, relatado na literatura como um importante agente na dinâmica de nitrificação (FENG et al., 2019; YUE et al., 2018), não apresentam influência visível na dinâmica de N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na avaliação completa de todas as fases nos reatores FBAS e SAC - FHSS. O mesmo ocorreu para outras variáveis, indicando que a concentração de nitritos e nitratos estão relacionadas a complexas interações, dependendo dos mecanismos de nitrificação e desnitrificação que, por sua vez, são influenciadas por outros fatores, além do pH.

As condições aeróbias e anóxicas nos reatores FBAS e SAC - FHSS, por alterarem a dinâmica das formas nitrogenadas pela nitrificação, e de demandas orgânicas (JIZHENG et al., 2019; WANG et al., 2019), otimizaram a conversão das concentrações de NTK em N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Como se observa redução efetiva da relação DQO/NTK ao longo das fases nos reatores FBAS (27,0 – I fase e 7,2 – IV fase) (Figura 4B) e SAC - FHSS (48,6 – I fase e 10,7 – IV fase) (Figura 4C), indica não ter havido elevação da taxa de nitrificação na mesma proporção que aumentou as cargas de NTK aplicada e que a DQO foi removida nas quatro fases. A elevação da carga orgânica aumenta o consumo de oxigênio pelas bactérias heterotróficas, reduzindo o potencial de nitrificação, o que implicaria em aumento da relação DQO/NTK da primeira para quarta fase, condição que justifica os dados de DQO/NTK estarem correlacionados negativamente com as concentrações de NTK e N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Por outro lado, as altas relações DQO/NTK, observadas no SAC - FHSS, se devem a interação de diversos mecanismos de remoções de nitrogênio (desnitrificação, absorção pelo capim-Tifton 85, oxidação anaeróbia de amônio e atividade microbiológica) no meio, que intensificam a remoção de NTK (HUANG et al., 2019; FU et al., 2016).

Os valores de DQO/NTK, após 300 dias de monitoramento, se alinham às diversas pesquisas que afirmam que valores entre 6,0 a 11,0, aproximadamente, podem permitir a

remoção apropriada do nitrogênio (PELAZ et al., 2018; YADU et al., 2018). Além disso, de acordo com Yadu et al. (2018) e Li et al. (2016), quando a relação C/N é menor do que 5 afeta significativamente o processo de nitrificação e a remoção do nitrogênio total cai abaixo de 50%, enquanto que uma alta relação C/N (7-30) fornece uma alta eficiência de remoção de DQO, correspondente de cerca de 92%, devido à dominância de bactérias heterotróficas sobre as bactérias autotróficas. Kim et al. (2015), com uma relação C/N = 8, observaram-se eficiência média de desnitrificação de cerca de 72%; enquanto Lin et al. (2016) encontraram máximas remoções de DQO quando se manteve uma relação C/N em torno de 10, confirmando que esta relação é crucial para a remoção simultânea de DQO e compostos nitrogenados.

Em uma análise qualitativa dos dados, observam-se a presença de *outliers* nos histogramas de distribuição dos dados correlacionados (Figuras 4A, 4B e 4C), realçados por círculos tracejados na diagonal principal, indicam valores que fogem da normalidade e que podem causar anomalias nos resultados finais (MANGIAFICO, 2016; GEBSKI; WONG, 2007). Estes valores podem ter sido ocasionados por picos operacionais nos dias de coletas, como entupimentos no reator UASB, quedas energéticas no reator FBAS e arraste de sólidos ou diluição de compostos no SAC - FHSS, e também foram observados nas mudanças das cargas orgânicas de 1, 2, 3 e 4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, referentes às fases I, II, III e IV, respectivamente.

A avaliação dos dados por análises de correlações embora seja um método útil para categorizar as interações entre duas variáveis, os resultados de aplicação de tal análise são limitados para avaliar simultaneamente as correlações entre diversas variáveis (RASTOGI; SINHA, 2011). Diante disso, a análise de componentes principais (PCA) foi uma opção importante que pôde ser aplicada para investigar as relações entre grandes grupos de variáveis originais (ENITAN et al., 2019; OLSEN et al., 2012). As análises de PCA, presente na Tabela 3, fornecem as informações sobre os autovalores, carregamentos dos dados antes e após a rotação varimax, e os testes de Keiser e Bartlett's para as variáveis referentes a cada reator. Esses carregamentos refletem a importância relativa de cada variável para um componente principal específico: quanto maior o carregamento de uma variável, maior a contribuição para a variação, representando os componentes principais.

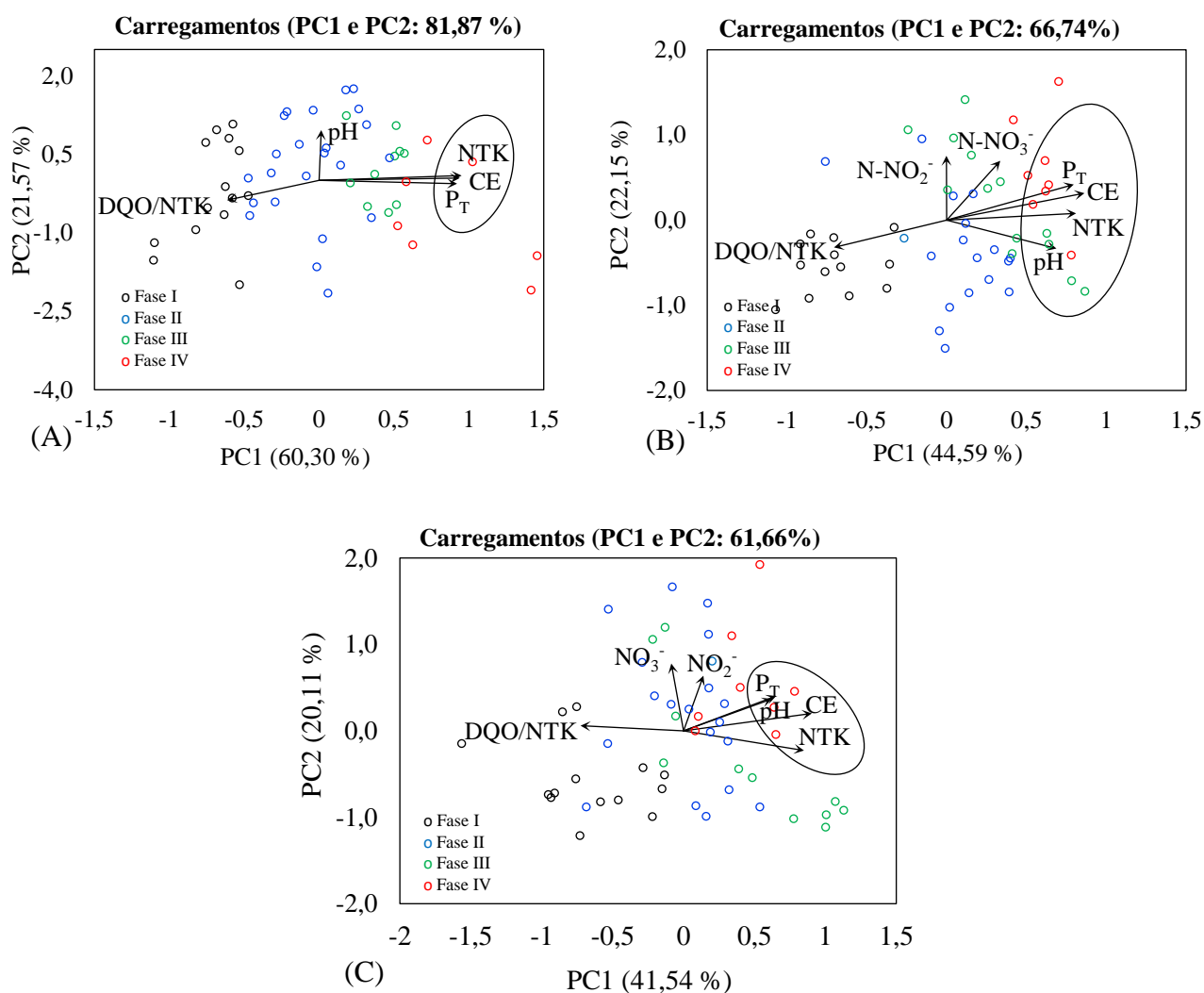
Tabela 3 - Variância total e matriz de componente originais e rotacionada para as diferentes variáveis nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS durante quatro cargas orgânicas (cargas fatoriais superiores a 0,5 são indicadas com fontes em negrito).

Reatores	Variáveis	Componentes de matrizes			
		Originais		Após normalização e rotação varimax	
		PC1	PC2	PC1	PC2
UASB	pH	0,165	<b>0,946</b>	0,014	<b>0,96</b>
	CE	<b>0,935</b>	-0,104	<b>0,939</b>	0,044
	NTK	<b>0,954</b>	-0,059	<b>0,952</b>	0,092
	P <sub>T</sub>	<b>0,9</b>	-0,208	<b>0,921</b>	-0,064
	DQO/NTK	-0,667	-0,277	-0,615	-0,378
	Autovalores	3,065	1,028	3,015	1,078
	Variância (%)	61,307	20,565	60,303	21,57
	Acumulado (%)	61,307	81,873	60,303	81,873
	Teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação da amostragem				0,75
	Teste de Bartlett's		Chi-square (Observed value)		175,621
		p-value (Two-tailed)		< 0,0001	
FBAS	pH	0,488	-0,588	<b>0,688</b>	-0,333
	CE	<b>0,917</b>	-0,069	<b>0,863</b>	0,316
	NTK	<b>0,771</b>	-0,263	<b>0,811</b>	0,079
	P <sub>T</sub>	<b>0,898</b>	0,051	<b>0,796</b>	0,418
	N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,311	<b>0,688</b>	-0,002	<b>0,755</b>
	N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<b>0,594</b>	0,495	0,336	<b>0,696</b>
	DQO/NTK	-0,775	0	-0,706	-0,321
	Autovalores	3,5307	1,1409	3,121	1,55
	Variância (%)	50,4389	16,2981	44,589	22,148
	Acumulado (%)	50,4389	66,737	44,589	66,737
Teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação da amostragem				0,794	
Teste de Bartlett's		Chi-square (Observed value)		166,497	
		p-value (Two-tailed)		< 0,0001	
SAC - FHSS	pH	<b>0,738</b>	0,21	<b>0,653</b>	0,403
	CE	<b>0,925</b>	-0,052	<b>0,905</b>	0,201
	NTK	<b>0,755</b>	-0,45	<b>0,849</b>	-0,227
	P <sub>T</sub>	<b>0,699</b>	0,186	<b>0,623</b>	0,369
	N - NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,308	<b>0,576</b>	0,14	<b>0,638</b>
	N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,129	<b>0,773</b>	-0,086	<b>0,779</b>
	DQO/NTK	-0,683	0,255	-0,726	0,06
	Autovalores	3,038	1,278	2,908	1,408
	Variância (%)	43,405	18,253	41,544	20,113
	Acumulado (%)	43,405	61,658	41,544	61,658
Teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação da amostragem				0,602	
Teste de Bartlett's		Chi-square (Observed value)		143,875	
		p-value (Two-tailed)		< 0,0001	

Método de extração: PCA. Método de rotação: Varimax com normalização de Kaiser; pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; NTK: nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: fósforo total; N - NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrito; N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrato; DQO/NTK: relação demanda química de oxigênio e nitrogênio total kjeldahl; UASB: reator anaeróbio de manta de lodo; FBAS: filtro biológico aerado submerso; SAC - FHSS: sistema alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial.

Fonte: Do Autor (2019).

Figura 5 – Biplot das análise de componentes principais (PCA) entre as variáveis de qualidade de água residuária com formação de agrupamentos dos vetores de carregamentos das variáveis após rotação e normalização e em função das fases experimentais I (1,0), II (2,0), III (3,0) e IV (4,0 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO) nos reatores UASB (A), FBAS (B) e SAC - FHSS (C), respectivamente.



Fonte: Do Autor (2019).

As adequações das análises que antecederam ao estudo das PCAs forneceram valores do teste de Kaiser (KMO) de 0,750, 0,794 e 602 para as variabilidades dos dados nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente (Tabela 3); e teste de esfericidade de Bartlett's com inspeção de valores próximo a zero ( $p < 0,0001$ ). Com isso, os resultados analisados na pesquisa, indicaram relações estatisticamente significativa entre as variáveis, tornando-se válido a aplicação analítica da PCA (KAISER, 1974).

Com os dados de PCAs, normalizados, rotacionados e seguindo o princípio de Kaiser para definição dos números de PCs (autovalores  $> 1$ ), produziram dois componentes para os três reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, explicando a maior parte da variabilidade presente no conjunto de dados. No reator UASB, as duas PCs explicaram 81,87% do conjunto de dados normalizados, que segundo Saha e Rahman (2018) é um resultado considerado bom e confiável para identificação das principais fontes de variação nas amostras ambientais. Este valor é resultado da soma da componente PC1, com variância de 61,30% dos dados (autovalor PC  $> 3,0$ ) e fortes e significativas correlações entre as variáveis CE, NTK e  $P_T$  da matriz original e rotacionada, e pela componente PC2 com variância 20,56% (autovalor PC  $> 1,0$ ), demonstrando forte efeito de pH sobre as demais variáveis no UASB (Tabela 3).

No FBAS e SAC - FHSS as duas PCs representaram 66,73 e 61,66% de variabilidade representativa dos dados, respectivamente, resultando em carregamentos fortes e significativos (carga  $> 0,5$ ) das variáveis de qualidade efluentes, além de fornecer um padrão dominante do conjunto de dados, destacado em negrito. As componentes PC1 e PC2 apresentaram variância representativa de 44,58 e 22,14%, respectivamente, no FBAS, e entre 41,54 e 20,11%, respectivamente, no SAC - FHSS, ambos após normatização e rotação varimax (Tabela 3). Estes resultados, além de fortalecerem o efeito iônico forte e significativo na PC1 pela CE (0,863 no FBAS e 0,905 no SAC - FHSS), semelhante ao fator de carregamento de 0,808 para CE observado por Verma e Suthar (2018), indicam que nos reatores com maiores interações dos mecanismos responsáveis pelas remoções de nutrientes, estabilizações orgânicas e efeitos microbiológicos, como os observados em reatores aerados (YUE et al., 2018) e SAC - FHSS (JIZHENG et al., 2019), há um maior número de variáveis que interferem nas eficiências dos reatores. Por essa razão, em alguns casos é difícil observar efeito claro de uma variável sobre outra, caso da influência do pH na nitrificação como discutido anteriormente.

Os vetores dos carregamentos das variáveis formaram um agrupamento de dados com padrões bem definidos, apresentando correlações fortes entre as variáveis NTK,  $P_T$  e CE no reator UASB e entre pH, CE, NTK e  $P_T$  nos reatores FBAS e SAC - FHSS, com sentidos dos vetores direcionadas para a fase IV, em que foi aplicada carga orgânica de  $4,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, indicando a capacidade dos reatores em se estabilizar as diferentes cargas aplicadas ao longo dos 420 dias de monitoramento (Figura 5A, 5B e 5C).

#### 4. CONCLUSÃO

O sistema completo proporcionou eficiências máximas de NTK e  $P_T$  superiores a 85 e 65%, respectivamente, que evidenciam a capacidade de remoção nutricional em sistemas aerados e com plantas.

As correlações gráficas confirmaram que houve efeito da salinidade nas dinâmicas dos macronutrientes NTK e  $P_T$  ( $r > 0,80$ ), resultantes da dinâmica dos mecanismos de remoção no sistema integrado;

Os dados da PCA formaram duas componentes principais nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, em que explicaram a maior variabilidade nos conjuntos de dados. Os resultados sugerem que o FBAS e o SAC - FHSS, cultivado com capim-tifton 85, podem ser monitorados, a nível nutricional e orgânico, com um menor número de variáveis sem perder a significância dos dados.

## AGRADECIMENTOS

A pesquisa foi desenvolvida com auxílio de recursos financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15).

## REFERÊNCIAS

ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S.; ALY, O. H.; ABO-ELENIN, S. Decentralized wastewater treatment using passively aerated biological filter. **Environmental Technology**, v. 40, p. 250-260, 2019.

ALMEIDA, A.; CARVALHO, F.; IMAGINÁRIO, M. J.; CASTANHEIRA, I.; PRAZERES, A. R.; RIBEIRO, C. Nitrate removal in vertical flow constructed wetland planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic load. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 535-542, 2017.

APHA - **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 22nd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA, 2012.

ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **Plos One**, v. 13, p. 1-23, 2018.

- BABU, S. C.; GAJANAN, S. N.; SANYAL, P. Chapter 8 – Indicators and Causal Factors of Nutrition — Application of Correlation Analysis. **Food Security, Poverty and Nutrition Policy Analysis (Second Edition)** – Statistical Methods and Applications, p. 215-241, 2014.
- BIAGI, K. M.; OSWALD, C. J.; NICHOLLS, E. M.; CAREY, S. K. Increases in salinity following a shift in hydrologic regime in a constructed wetland watershed in a post-mining oil sands landscape. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 1445-1457, 2019.
- CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; KUMAR, S. W. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 109-122, 2019.
- CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; BUI, X. T.; ZHANG, X. B. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater., **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1664-1682, 2018a.
- CHENG, D. L.; NGO, H.; GUO, W.; CHANG, S.; NGUYEN, D.; KUMAR, M.; DU, B.; WEI, Q.; WEI, D. Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment processes in swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 263, p. 642-653, 2018b.
- CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbicos. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: DESA – UFMG, v.5, 2016, 379p.
- CRISTÓVÃO, R. O. PINTO, V. M. S.; GONÇALVES, A.; MARTINS, R. J. E.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. R. Fish canning industry wastewater variability assessment using multivariate statistical methods. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 263-276, 2016.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 2011. 450p.
- ENITAN, A. M.; KUMARI, S.; ODIYO, J. O.; BUX, F.; SWALAHA, F. M. Principal component analysis and characterization of methane community in a full-scale bioenergy producing UASB reactor treating brewery wastewater. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 10, p. 1-8, 2018.
- FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P.; SILVA, F. L.; CHAN, B. L. **Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009. 544p.
- FENG, F.; LIU, Z-G.; SONG, Y-X.; JIANG, C-K.; CHAI, X-L.; TANG, C-J.; CHAI, L-Y. The application of aged refuse in nitrification biofilter: Process performance and characterization. **Science of The Total Environment**, v. 657, p. 1227-1236, 2019.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.
- FIA, F. R.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

FU, G.; HUANGSHEN, L.; GUO, Z.; ZHOU, Q.; WU, Z. Effect of plant-based carbon sources on denitrifying microorganisms in a vertical flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 214-221, 2016.

GEBSKI, M.; WONG, R. K. An Efficient Histogram Method for Outlier Detection. In: Kotagiri R., Krishna P.R., Mohania M., Nantajeewarawat E. (eds) *Advances in Databases: Concepts, Systems and Applications*. P. 176-187, 2007.

GODDEK, S.; DELAIDE, B. P. L.; JOUCE, A.; WUERTZ, S.; JIJAKLI. M. H.; GROSS, A.; EDING, E.; BLÄSER, I.; REUTER, M.; KEIZER, L. C. P.; MORGENSTERN, R.; KÖRNER, O.; VERRETH, J.; KEESMAN, K. J. Nutrient mineralization and organic matter reduction performance of RAS-based sludge in sequential UASB-EGSB reactors. **Aquacultural Engineering**, v. 83, p. 10-19, 2018.

HE, Y.; WANG, Y.; SONG, X. High-effective denitrification of low C/N wastewater by combined constructed wetland and biofilm-electrode reactor (CW-BER). **Bioresource Technology**, v. 203, p. 245-251, 2016.

HUANG, L.; WANG, N.; DENG, C.; LIANG, Y.; WANG, Q.; LIU, M.; CHEN, Y. Interactive effect of carbon source with influent COD/N on nitrogen removal and microbial community structure in subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 250, p. 1-10, 2019.

HUTCHESON G.; SOFRONIOU, N. *The multivariate social scientist: introductory statistics using generalized linear models*. London: Sage Publication. 1999, 288p.

JIZHENG, P.; HOUHU, Z.; XUEJUN, L.; YONG, L.; MIN, Z.; HONGLING, X. Enhanced nitrogen removal by the integrated constructed wetlands with artificial aeration. **Environmental Technology & Innovation**, v. 14, p. 1-9, 2019.

KAISER, H.F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**. v. 39, n. 1, p. 31-36, 1974.

KASAK, K.; KILL, K.; MANDER, Ü. Efficiency of a newly established in-stream constructed wetland treating diffuse agricultural pollution. **Ecological Engineering**, v. 119, p. 1-7, 2018.

KEEFE, S. H.; BARBER, L. B.; HUBBARD, L. E.; BRADLEY, P. M.; ROTH, D. A.; KOLPIN, D. W. Behavior of major and trace elements in a transient surface water/groundwater system following removal of a long-term wastewater treatment facility source. **Science of The Total Environment**, v. 668, p. 867-880, 2019.

KIM, S.; BAE, W.; KIM, M.; KIM, J-O.; CHUNG, J. Evaluation of denitrification–nitrification biofilter systems in treating wastewater with low carbon: nitrogen ratios. **Environmental Technology**, v. 36, p. 1035-1043, 2015.

LAN, W.; ZHANG, J.; HU, Z.; JI, M.; ZHANG, X.; ZHANG, J.; LI, F.; YAO, G. Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed wetland microcosm and its mechanism study. **Chemical Engineering Journal**, v. 335, p. 209-214, 2018.

LEIVA, A. M.; NÚÑEZ, R.; GÓMEZ, G.; LÓPEZ, D.; VIDAL, G. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. **Ecological Engineering**, V. 120, P. 116-125, 2018.



LETTINGA, G.; VELSEN, A.F.M. van; HOBMA, S.W.; ZEEUW, W; KLAPWIJK, A. Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment especially anaerobic treatment. **Biotechnology and Bioengineering**, New York, v.22, n.4, p.699-734, 1980.

LI, M.; WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; KONG, Q. Nitrogen removal and nitrous oxide emission in surface flow constructed wetlands for treating sewage treatment plant effluent: Effect of C/N ratios. **Bioresource Technology**, v. 240, p. 157-164, 2017.

LIANG, Y.; LI, D.; ZHANG, X.; ZENG, H.; YANG, Y.; ZHANG, J. Nitrate removal by organotrophic anaerobic ammonium oxidizing bacteria with C2/C3 fatty acid in upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Bioresource Technology**, v. 193, p. 408-414, 2015.

LIM, S. J.; KIM, T-H. Applicability and trends of anaerobic granular sludge treatment processes. **Biomass and Bioenergy**, v. 60, p. 189-202, 2014.

LIN, J.; ZHANG, G.; LI, G.; YIN, J.; LI, J.; ZHAO, X. Effect of COD/N ratio on nitrogen removal in a membrane-aerated biofilm reactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 112, p. 74-79, 2016.

LUTTERBECK, C. A.; ZERWES, F. V.; RADTKE, J. F.; Köhler, A.; KIST, L. T.; MACHADO, E. L. Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property – Evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics. **Ecological Engineering**, v. 115, p. 1-8, 2018.

MANGIAFICO, S. S. **Summary and Analysis of Extension Program Evaluation in R**, version 1.18.1. Rcompanion.org/handbook.1 ed. 2016. 775p.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de água residuária no solo e em sistemas alagados construídos. 2017, 371p.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1227-1237, 2018.

MENDES, L. R. D.; TONDERSKI, K.; KJAERGAARD, C. Phosphorus accumulation and stability in sediments of surface-flow constructed wetlands. **Geoderma**, v. 331, p. 109-120, 2018.

METCALF; EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 2003, 1848p.

NEWHART, K. B.; HOLLOWAY, R. W.; HERING, A. S.; CATH, T. Y. Data-driven performance analyses of wastewater treatment plants: A review. **Water Research**, v. 157, p. 498-513, 2019.

NIVALA, J.; ABDALLAT, G.; AUBRON, T.; AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; WU, G-M.; AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 495-504, 2019.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; WAGNER, H. *Vegan: Community Ecology Package*. R Packag. version 2.4-1. 2018.

OLSEN, R.L.; CHAPPELL, R.W.; LOFTIS, J.C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis - literature review and Illinois River watershed case study. **Water Research**, v. 46, n. 9, p. 3110-3122, 2012.

OUYANG, E.; LU, Y.; OUYANG, J.; WANG, L.; WANG, X. Performance and dynamic characteristics of microbial communities in multi-stage anaerobic reactors treating gibberellin wastewater. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 127, p. 318-325, 2019.

PARAKH, S. K.; PRAVEEN, P.; LOH, K-C.; TONG, Y. W. Wastewater treatment and microbial community dynamics in a sequencing batch reactor operating under photosynthetic aeration. **Chemosphere**, p. 893-903, 2019.

PELAZ, L.; GÓMEZ, A.; LETONA, A.; GARRALÓN, G.; FDZ-POLANCO, M. Nitrogen removal in domestic wastewater. Effect of nitrate recycling and COD/N ratio. **Chemosphere**, v. 212, p. 8-14, 2018.

PETERSON, B.; CARL, P.; BOUDT, K.; BENNETT, R.; ULRICH, J.; ZIVOT, E.; DRIES, C.; ERIC, H.; LESTEL, M.; BALKISSOON, K.; WUERTZ, D. R Package 'PerformanceAnalytics', 2014. Acessado em 03/10/2019. Disponível: <<http://r-forge.r-project.org/projects/returnanalytics/>>.

PORWAL, H. L.; MANE, A. V.; VELHAL, S. G. Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolates obtained from activated sludge. **Water Resources and Industry**, v. 9, p. 1-15, 2015.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015.

RASTOGI, G. K.; SINHA, D. A novel approach to water quality management through correlation study. **Journal of Environmental Research And Development**, v. 5, p. 1029-1035, 2011.

REPORTLINKER, Global Pork Meat Market 2017–2021, v. 2018, 2017. Available in<<https://www.prnewswire.com/news-releases/global-pork-meat-market-2017-2021-300537453.html>>. Access in: 10 mar 2019.

SÁ JUNIOR, A.; CARVALHO, L.G.; SILVA, F.F.; ALVES, M.C. Application of the Köppen Classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**. vol. 108, n. 1-2, p. 1-7, 2012.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SAHA, N.; RAHMAN, M. S. Multivariate statistical analysis of metal contamination in surface water around Dhaka export processing industrial zone, Bangladesh. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 10, p. 206-211, 2018.

- SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia production. **Aquacultural Engineering**, v. 47, p. 16-26, 2012.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, p. 464-475, 2007.
- TA, A. T.; BABEL, S. Utilization of green waste from vegetable market for biomethane production: influences of feedstock to inoculum ratios and alkalinity. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 21, p. 1-11, 2019.
- TOBIAS, S.; CARLSON, J. E. Brief report: Bartlett's test of sphericity and chance findings in factor analysis. **Multivariate Behavioral Research**, v. 4, p. 375-377, 1969.
- VERMA, R.; SUTHAR, S. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 121-126, 2018.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4.ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2014. 472p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.1).
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010.
- VYMAZAL, J. The use of constructed wetlands for nitrogen removal from agricultural drainage. A review. **Scientia Agriculturae Bohemica**, v. 48, p. 82-91, 2017.
- VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Springer Netherlands-Environmental Pollution, Dordrecht (2008), 566p.
- WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**, v. 96, p. 155-165, 2016.
- WANG, R.; FENF, F.; CHAI, Y.; MENG, X.; SUI, Q.; CHEN, M.; WEI, Y.; QI, K. Screening and quantitation of residual antibiotics in two different swine wastewater treatment systems during warm and cold seasons. **Science of The Total Environment**, v. 660, p. 1542-1554, 2019.
- WU, H.; FAN, J.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 176, p. 163-168, 2015.
- YADU, A.; SAHARIAH, B. P.; ANANDKUMAR, J. Influence of COD/ammonia ratio on simultaneous removal of  $\text{NH}_4^+$  - N and COD in surface water using moving bed batch reactor. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, p. 66-72, 2018.

- YANG, H.; DENG, L.; WANG, L.; ZHENG, D.; LIU, Y.; WANG, S.; HUANG, F. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. **Renewable Energy**, v. 138, p. 521-530, 2019.
- YANG, J.E; KIM, J.J; SKOGLEY, E.O; SCHASS, P.E. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin, and soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, v.62, p.108-115, 1998.
- YANG, Y.; CHEN, Z.; WANG, X.; ZHENG, L.; GU, X. Partial nitrification performance and mechanism of zeolite biological aerated filter for ammonium wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 473-481, 2017.
- YUE, X.; YU, G. P.; LU, Y. Q.; LIU, Z. H.; LI, Q. H.; TANG, J. L.; LIU, J. Effect of dissolved oxygen on nitrogen removal and the microbial community of the completely autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a submerged aerated biological filter. **Bioresource Technology**, v. 254, p. 67-74, 2018.
- ZHANG, S.; ZHU, C.; XIA, S.; LI, M. Impact of different running conditions on performance of biofilters treating secondary effluent during start-up. **Bioresource Technology**, v. 281, p. 168-178, 2019.
- ZHENG, M.; ZHOU, N.; LIU, S.; DANG, C.; LIU, Y.; HE, S.; ZHAO, Y.; LIU, W.; WANG, X. N<sub>2</sub>O and NO emission from a biological aerated filter treating coking wastewater: Main source and microbial community. **Journal of Cleaner Production**, v. 213, p. 365-374, 2019.
- ZHOU, Q.; ZHU, H.; BAÑUELOS, G.; YAN, B.; LIANG, Y.; YU, X.; CHENG, X.; CHEN, L. Effects of vegetation and temperature on nutrient removal and microbiology in horizontal subsurface flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, p. 95-108, 2017.
- ZHU, H.; YAN, B.; XU, Y.; GUAN, J.; LIU, S. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. **Ecological Engineering**, v. 63, p. 58-63, 2014.

**ARTIGO 4 - DESEMPENHO DE CAPIM-TIFTON 85 EM SISTEMA ALAGADO  
CONSTRUÍDO POR ANÁLISE CONVENCIONAL E MULTIVARIADA**

**ARTICLE 4 - PERFORMANCE OF TIFTON 85 GRASS IN CONSTRUCTED  
WETLAND BY CONVENTIONAL AND MULTIVARIATE ANALYSIS**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o  
Manual de normalização e estruturas de teses da UFPA.**

## RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de capim-Tifton 85 cultivado em SAC - FHSS, após aplicação de diferentes cargas orgânicas (TCO), nutricionais e de sódio, por 420 dias de monitoramento, por análises convencional e multivariada. Foi utilizado um SAC - FHSS como pós-tratamento de água residuária de suinocultura oriunda de UASB-FBAS. O reator foi preenchido com brita zero e cultivado com capim-Tifton 85 (*Cynodon spp.*), aplicando-se TCO de 26,1; 50,9; 115,7; 171,4; 192,2; 224,1; 284,9 e 360,6 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Para cada TCO aplicada, foram realizados cortes a cada 45 dias. O TDH médio variou entre 3,35 e 3,55 d entre os cortes. Foram realizados teste de médias, PCA e de agrupamento para compreender a dinâmica de cargas e desempenho fisiológico no reator. Máximas produtividades de 52,0 t ha<sup>-1</sup> e PB de 24,0% foram obtidas aplicando-se 425,8; 59,7; 64,2 e 31,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, NTK, P<sub>T</sub> e K, respectivamente. Os efeitos das cargas nítricas potencializaram a altura da cultura (84,0 cm) no corte 8, com médias de crescimento entre 1,4 e 2,0 cm d<sup>-1</sup>. Houve correlações fortes e significativas entre NTK e altura da planta ( $r = 0,857$ ), NTK e PB ( $r = 0,799$ ), P<sub>T</sub> e altura ( $r = 0,837$ ) e P<sub>T</sub> e PB ( $r = 0,766$ ). As onze variáveis originais geraram quatro novas componentes, sendo a PC<sub>4</sub>, responsável pela variabilidade acumulada de 94,0%, resultado que compreende as representatividades unitárias totais das variâncias de cada componente de 37,3% (PC<sub>1</sub> > 4,0), 30,0% (PC<sub>2</sub> > 3,0), 14,8% (PC<sub>3</sub> > 1,6) e 11,9% (PC<sub>4</sub> > 1,3). O dendograma gerado pela HCAs detectaram quatro agrupamentos de dados superiores a 48% de similaridade e três agrupamentos de dados superiores a 95% de similaridade. Similaridades superiores a 60% foram observadas no agrupamento A<sub>4</sub>, indicando NTK, P<sub>T</sub>, DQO, Na<sup>+</sup>, Altura e PB que as variáveis possuem menores distâncias euclidianas e maiores interações entre si. Os resultados das técnicas multivariadas melhoraram o entendimento sobre as interações de cargas orgânicas e nutricionais sobre as variáveis fisiológicas do capim-Tifton 85, sendo importante ponto de aprimoramento e implantação nas tomadas de decisões.

**Palavras-chaves:** tratamento de água residuária, remoção de nutrientes, produção de biomassa, análises de componentes principais.

## ABSTRACT

The aims of this study was to evaluate the performance of Tifton 85 grass cultivated in HFCW, after application of different organic (TCO), nutritional and sodium loads, for 420 days of monitoring, by conventional and multivariate analysis. A HFCW was used as post - treatment of swine wastewater from UASB - SABF. The reactor was filled with zero gravel and cultivated with Tifton 85 grass (*Cynodon* spp.), Applying a TCO of 26.1; 50.9; 115.7; 171.4; 192.2; 224.1; 284.9 and 360.6 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of COD. For each TCO applied, cuts were performed every 45 days. The average HRD ranged from 3.35 to 3.55 d between sections. Averages, PCA and cluster tests were performed to understand the load dynamics and physiological performance in the reactor. Maximum yields of 52.0 t ha<sup>-1</sup> and PC of 24.0% were obtained by applying 425.8; 59.7; 64.2 and 31.2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> of COD, TKN, P<sub>T</sub> and K, respectively. The effects of nitric load potentiated the height of the crop (84.0 cm) in section 8, with growth averages between 1.4 and 2.0 cm d<sup>-1</sup>. There were strong and significant correlations between TKN and plant height ( $r = 0.857$ ), TKN and PC ( $r = 0.799$ ), P<sub>T</sub> and height ( $r = 0.837$ ) and P<sub>T</sub> and PC ( $r = 0.766$ ). The eleven original variables generated four new components, being PC4 responsible for the accumulated variability of 94.0%, a result that comprises the total unit representativeness of the variances of each component of 37.3% (PC1 > 4.0), 30, 0% (PC2 > 3.0), 14.8% (PC3 > 1.6) and 11.9% (PC4 > 1.3). The dendrogram generated by the HCAs detected four data groupings greater than 48% similarity and three data groupings greater than 95% similarity. Similarities greater than 60% were observed in group A4, indicating TKN, P<sub>T</sub>, COD, Na<sup>+</sup>, Height and PC that the variables have shorter Euclidean distances and greater interactions with each other. The results of multivariate techniques improved the understanding of the interactions of organic and nutritional loads on the physiological variables of Tifton 85 grass, being an important point of improvement and implementation in decision making.

**Keywords:** wastewater treatment, nutrient removal, biomass production, principal component analysis.

## 1. INTRODUÇÃO

No Brasil, segundo a Associação Brasileira de Proteína Animal – ABPA, foram criados em 2018 mais de 2,02 milhões de suínos, produzindo em média 17,8 mil m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> de dejetos / água residuária (ARS) (ABPA, 2018) com altas concentrações de nutrientes, sólidos e matéria orgânica necessitando, portanto, de tratamento adequado antes da sua destinação final (XINJIE et al., 2018; VERMA; SUTHAR, 2018). As tecnologias convencionais de tratamento, como reatores UASB e FBAS, não reduzem efetivamente os impactos negativos da poluição por nutrientes, além de apresentarem limitações de custo operacional e manutenção no tratamento (DUTTA et al., 2018; VON SPERLING, 2016).

Nos últimos anos, a crescente necessidade de suprir as demandas de tratamento de grandes volumes de ARS e reduzir os impactos sobre os recursos hídricos e solos, tem tornado um agravante motivo para o aprimoramento e desenvolvimento de tecnologias de pós-tratamento de baixo custo energético (MATOS et al., 2019; RIGGIO et al., 2018; FIA et al., 2017). Assim, o uso de sistemas alagados construídos de fluxos horizontais subsuperficiais (SAC - FHSS), que simulam ambientes naturais em diversos ecossistemas, tem sido amplamente empregado eficientemente nas últimas décadas (NIVALA et al., 2019a; MATOS et al., 2018; VERMA; SUTHAR, 2018).

Esses sistemas otimizam os mecanismos de remoções microbiológicas, químicos e físicos, resultantes das interações de um ambiente dinâmico anaeróbio, aeróbio e anóxico (TÜRKER; YAKAR; 2017; VYMAZAL; BŘEZINOVÁ, 2016) que envolvem matéria orgânica, sólidos, nutrientes, oligoelementos, patógenos, contaminantes emergentes, entre outros (CHEN et al., 2019; NIVALA et al., 2019a; NIVALA et al., 2019b). No entanto, o desempenho eficaz e sustentável a longo prazo ainda continua sendo um desafio (DOTRO et al., 2017), uma vez que requerem por espécies vegetais perenes tolerantes ao excesso de água e sais, que se propaguem em meios suportes (FIA et al., 2017; WU et al., 2015). Por outro lado, o desempenho dos SACs - FHSS são influenciados por características operacionais, como profundidade da água, tempo de retenção hidráulica, carga orgânica, modo de alimentação e configurações construtivas, temperatura ambiente, disponibilidade de oxigênio, pH, condições redox, entre outros (BANG et al., 2019; MENG et al., 2014; WU et al., 2014).

A literatura apresenta uma diversidade de mais de 150 espécies de macrófitas utilizadas em SACs - FHSS com diferentes águas residuárias e em diferentes condições ambientais, como: *Myriophyllum aquaticum* tratando água residuária de suinocultura na China (LUO et al., 2017);



*Juncus acutus*, *Cyperus laevigatus* e *Phragmites* spp tratando esgoto doméstico na Jordânia (NIVALA et al., 2019b); *Typha latifolia* L e *Brassica Juncea* tratando água residuária sintética produzida da extração petrolífera nos Estados Unidos (CLAY; PICHTEL, 2019), e *Cynodon* spp. tratando esgoto doméstico e ARS no Brasil (MATOS et al., 2019; FIA et al., 2017).

Essa diversidade de usos de espécies vegetais se sustenta na necessidade de aprimoramento das remoções de nutrientes e obtenções das produtividades vegetais no longo prazo (ZHENG et al., 2016). Nesse sentido, Vymazal (2010) afirma que a produtividade de plantas em SACs é substancial para a remoção de nutrientes apenas com baixas taxas de carga de águas residuárias (por exemplo, 100 - 200 g m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de N e 10 - 20 g m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de P<sub>T</sub>). Porém, outras pesquisas demonstram remoções superiores, como Luo et al. (2017) que constataram remoções de fósforo (P<sub>T</sub>) através da colheita múltipla de *Myriophyllum aquaticum* de 15,1 - 40,9 g m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup> de P<sub>T</sub>, o que contribuiu com 22,5–59,6% da massa total de remoção de P<sub>T</sub> nos SACs – FHSS tratando ARS. Assim, a manutenção e aprofundamento de investigações sobre a dinâmica produtiva e nutricional em SAC - FHSS é necessária e significativa.

A tomada de decisão durante as atividades operacionais e de manutenção nos SAC - FHSS, que muitas vezes tendem a variar regionalmente, configura-se como uma ação difícil para os operadores. Assim, a aplicação de técnicas multivariadas para otimizar relações espaciais e temporais dos dados em estações de tratamento podem ser realizadas para facilitar a compreensão dos processos e mantendo-se a qualidade representativa dos dados (EBRAHIMI et al., 2017; BAYO; LÓPEZ-CASTELLANOS, 2016; SUN et al., 2016).

Nesse contexto, compreende-se que a técnica multivariada de análises de componentes principais (PCA) e análise de agrupamento de clusters têm sido aplicadas com resultados promissores e eficientes, como observado por Li et al (2018) que aplicaram PCA para obter informações sobre a dinâmica de nitrogênio, salinidade e atividade enzimática da água residuária gerada na aquicultura marinha em SAC - FHSS; Ustaoglu e Tepe (2019) que aplicaram a análise de cluster para caracterizar os agrupamentos de oligoelementos em sedimentos de rios na Turquia; e Wallace et al. (2016) que avaliaram o desempenho temporal de estações convencionais de tratamentos de esgotos domésticos no Canadá utilizando PCA.

Diante desse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de capim-Tifton 85 cultivado em SAC - FHSS, quando submetido a aplicação de diferentes cargas orgânicas de água residuária de suinocultura durante 420 dias de monitoramento, por meio de análise estatística convencional e multivariada

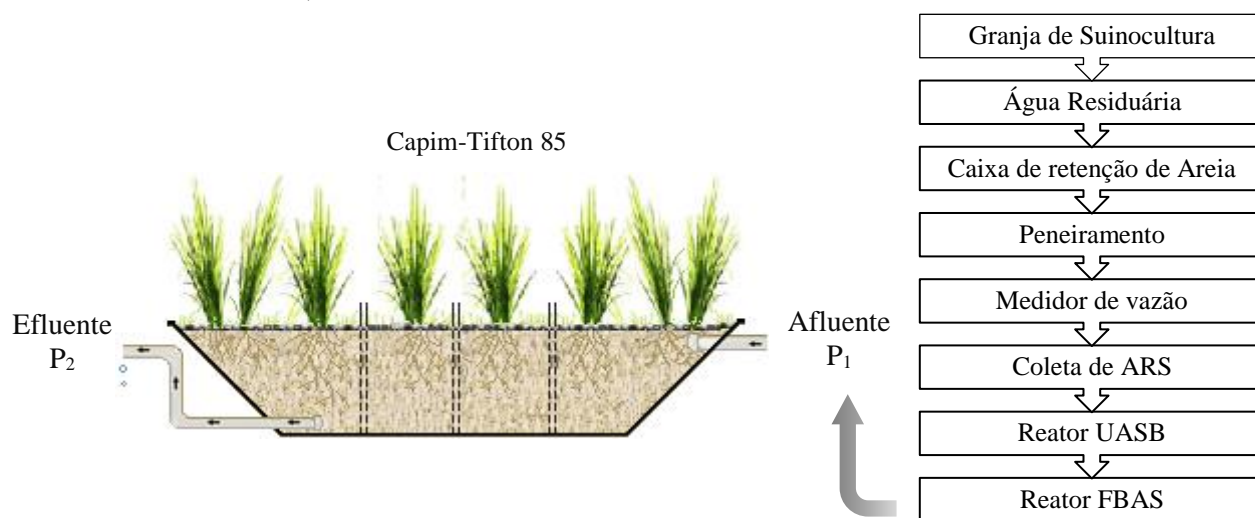
## 2. MATERIAL E MÉTODOS

O sistema de tratamento foi instalado e conduzido em escala de laboratório na Universidade Federal de Lavras, em Lavras, Minas Gerais, Brasil (latitude 21°13'45"S, longitude 44°58'31"W), com altitude média de 918 m e clima regional Cwa de acordo com a classificação de Köppen (SÁ JUNIOR et al., 2012).

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente de uma granja suinícola de ciclo completo localizada em Lavras, MG. Antes das coletas, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento e medidor de vazão, em seguida por um reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e filtro biológico aerado submerso (FBAS) sequencial. As coletas foram realizadas a cada 15 dias e a ARS armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C.

O SAC - FHSS, utilizado como pós-tratamento dos reatores UASB e FBAS, foi montado em vaso prismático com estrutura de polietileno e dimensões de 0,75 de comprimento, 0,25 m de largura e 0,3 m de altura, declividade de 0,002 m m<sup>-1</sup>, preenchido com brita 0 (D<sub>60</sub> = 7,0 mm), índice de vazios de 47,5% e nível do efluente mantido a 0,05 m abaixo da superfície do reator, a fim de evitar possíveis odores e proliferação de insetos. Utilizou-se a cultura capim-tifton 85 (*Cynodon ssp.*) no SAC - FHSS, visto que se trata de uma cultura perene, com altas taxas de crescimento, e capacidade de absorção de nutrientes, resultando em cortes frequentes (ARAÚJO et al., 2018; MATOS et al., 2010). Na Figura 1 está apresentado a estrutura e fluxograma de todo o sistema de tratamento.

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental seguido de sistema alagado construído (SAC - FHSS).



Fonte: Do Autor (2019).

Foram coletados 16 colmos de capim-Tifton 85 em um SAC - FHSS instalado na estação de tratamento de esgoto doméstico na Universidade Federal de Lavras (UFLA) e tiveram sua parte aérea cortada. Posteriormente, foram colocadas em recipientes de polietileno com 10 L de capacidade, contendo areia e uma proporção de diluição de água de suinocultura e água do sistema de abastecimento da UFLA, na proporção 20/80 (v/v), respectivamente, a fim de otimizar o desenvolvimento das raízes. Após 20 dias, ocorreu o plantio no SAC - FHSS com densidade plantio 15 propágulos por  $m^2$  e após 25 dias foi realizado um corte de padronização.

Durante o experimento foram realizadas as aplicações de oito carregamentos orgânicos, que acumulados resultaram em: 26,1; 50,9; 115,7; 171,4; 192,2; 224,1; 284,9 e 360,6  $kg\ ha^{-1}\ d^{-1}$  de DQO. As caracterizações da ARS bruta foram realizadas semanalmente e as principais características físicas, químicas, operacionais do SAC - FHSS foram caracterizadas segundo APHA, AWWA e WEF (2012), e os resultados expressos na Tabela 1.

Após o corte de padronização, foram realizados 8 cortes do capim-tifton 85, sendo cada um respectivo a uma carga orgânica aplicada. Em seguida o capim foi pesado para determinação da massa verde (MV), e parte desta foi encaminhada para estufa com circulação forçada de ar a  $65\ ^\circ C$  por 72 h para obtenção da matéria seca (MS), posteriormente foi triturado em moinho tipo Wiley para análises dos teores nutricionais de nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, cobre e zinco, segundo metodologia de Silva (2009). O teor de proteína bruta (PB) foi calculado conforme a equação 1 estabelecido pela FAO (2002).

$$PB = \frac{N}{10} \times 6,25 \quad (1)$$

Em que: PB – proteína bruta, %; e N – nitrogênio, g.kg<sup>-1</sup>

Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas.

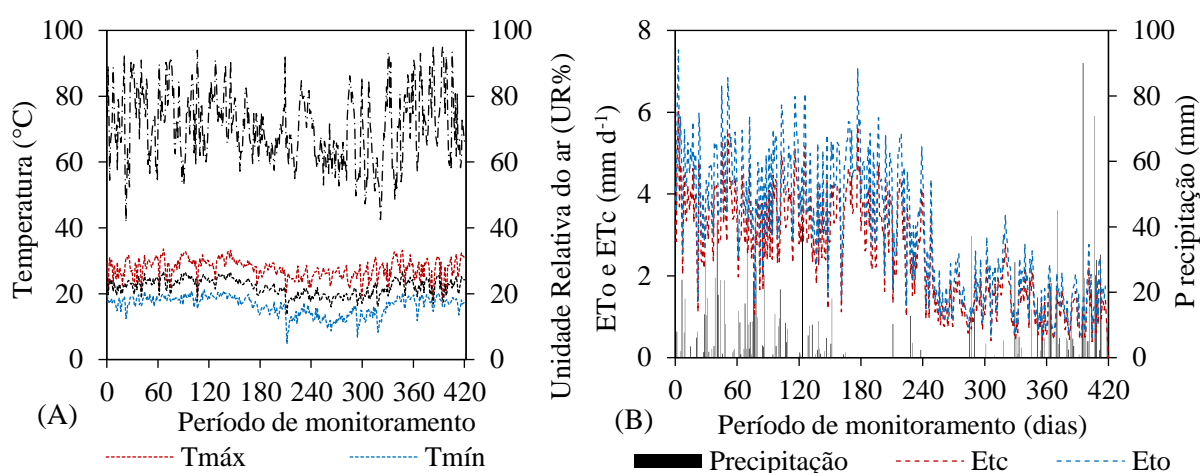
Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
N	31	39	22	13
pH	6,44 ± 0,43	6,94 ± 0,40	6,74 ± 0,19	6,82 ± 0,33
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	10,33 ± 1,18	10,99 ± 1,44	10,15 ± 0,97	9,88 ± 2,31
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5806 ± 1102	7269 ± 1315	8130 ± 1204	8451 ± 770
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	14747 ± 3164	15901 ± 2903	14532 ± 1903	15965 ± 2510
ST (mg L <sup>-1</sup> )	8853 ± 1799	10657 ± 5184	7852 ± 1215	7631 ± 858
SS (mg L <sup>-1</sup> )	3585 ± 2050	5075 ± 3261	1978 ± 968	1349 ± 1155
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65	687 ± 214
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59	476 ± 284
Vazão SAC-FHSS <sub>Af</sub> (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,016 ± 0,0010	0,015 ± 0,001	0,016 ± 0,0025	0,016 ± 0,001
Vazão SAC-FHSS <sub>Ef</sub> (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,014 ± 0,061	0,013 ± 0,002	0,013 ± 0,001	0,012 ± 0,001
TDH SAC (d)	3,4 ± 0,1	3,5 ± 0,2	3,6 ± 0,2	3,7 ± 0,1
COV (kg <sup>-1</sup> de DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,962 ± 0,042	2,014 ± 0,068	3,001 ± 0,099	4,036 ± 0,073
TC <sub>DQO-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	289,7 ± 64,6	354,5 ± 168,2	427,3 ± 164,0	460,9 ± 153,2
TC <sub>DBO-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	187,9 ± 35,9	142,7 ± 74,2	121,0 ± 66,8	150,9 ± 65,4
TC <sub>NTK-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	15,7 ± 10,0	37,499 ± 20,2	70,053 ± 41,5	80,0 ± 32,014
TC <sub>PT-SAC-FHSS</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	13,8 ± 3,7	33,1 ± 6,7	51,2 ± 12,3	67,3 ± 18,1
Temperatura da ARS	25,7 ± 2,3	20,1 ± 2,6	22,4 ± 2,7	23,4 ± 2,3

N: Leituras; pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos suspensos; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema.

Fonte: Do Autor (2019).

As variáveis meteorológicas utilizadas na estimativa da  $ETo$  foram obtidas em estação meteorológica automática, instalada na área experimental. Os dados de temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, umidade relativa do ar, velocidade do vento e precipitação foram coletados diariamente, sendo tais valores submetidos ao *Software Reference Evapotranspiration Calculation* (REF-ET) (ALLEN, 2000).

Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR), evapotranspiração ( $ETo$  e  $Etc$ ), e precipitação ao longo do monitoramento do SAC - FHSS.



Fonte: Do Autor (2019).

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017, e a amostragem do afluente e do efluente do reator SAC - FHSS foi pontual e ocorreu duas vezes por semana, entre às 7h00min e às 7h30min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Setor de Saneamento Ambiental, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

Todas as análises foram submetidas à análise de variância usando o teste F a 0,05. Na análise estatística de médias, utilizou-se o programador estatístico SISVAR<sup>®</sup> (FERREIRA, 2011). Os dados foram submetidos a análise de regressão com limite de confiança de 95% utilizando-se a linguagem de programação R (R CORE TEAM, 2015).

As correlações de Pearson e de componentes principais (PCA) foram realizadas utilizando o software XLSTAT 2016 (ADDINSOFT, 2016), aplicando-se a rotação varimax com normalização Kaiser aos dados medidos, a fim de proporcionar independência e reduzir a dimensionalidade na variância dos dados de forma eficiente. Foi considerado que cargas

próximas a  $\pm 1$  indicam uma forte correlação entre uma variável e o fator, enquanto que cargas maiores que 0,5 foram considerados significativos (VERMA; SUTHAR, 2018).

A escolha do número de componentes seguiram os critérios proposto por Hatcher e Stepansku (1994): 1 – Retenção de PCs que apresentaram pelo menos 70% da variância total; 2 – Auto valores das PCs superiores a 1 - critério Kaiser (KAISER, 1960); e 3 - Avaliação de gráfico Scree Plot que relaciona as componentes da variância versus componentes principais (CATTELL, 1966), sendo verificado a presença de um “break” ou um “cotovelo” entre os componentes com variâncias relativamente grandes e aqueles com valores pequenos. Os componentes que aparecem antes da quebra foram considerados significativos.

A adequação dos dados para PCA foi realizada com os testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) (KAISER, 1974) e de Esfericidade de Bartlett (TOBIAS; CARLSON, 1969). Considerou-se válida a aplicação da PCA quando o valor de KMO foi superior a 0,5 (FÁVERO et al., 2009). Enquanto que para o teste de Bartlett, se o p-valor for menor que 0,05, haverá correlações significativas (SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

Foi realizada a análise de agrupamento hierárquico (HCA) para agrupar objetos com base na similaridade entre eles (CRISTÓVÃO et al., 2016), realizada com o software XLSTAT 2016 (ADDINSOFT, 2016), sendo a medida de distância realizada por similaridade pelos coeficientes de correlação de Pearson, e o método de aglomeração por grupo de pares não ponderados com média aritmética (*Unweighted pair-group average*) - UPGMA (ANDERBERG, 2014). Os HCAs foram montados usando toda a variação dos dados.

### **3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

#### **3.1. Performance do capim-tifton 85**

As variações dos carregamentos nutricionais e orgânicos, aplicados ao SAC - FHSS, proporcionaram incrementos na produtividade de matéria seca (MS) e proteína bruta (PB) do capim-Tifton 85 ao longo dos oitos cortes realizados durante 420 dias de avaliação do sistema, como observado na Tabela 2.

A MS e PB produzidas diferiram estatisticamente entre todos os cortes ( $p < 0,05$ ), observando menores valores no corte 1 (13,2 t ha<sup>-1</sup> de MS e 8,4% de PB), resultante das condições de adaptabilidade, menor abrangência das raízes em todo volume do SAC - FHSS e cargas nutricionais e orgânicas disponibilizadas no início do experimento que possivelmente

promoveram reduções da capacidade de absorção nutricional e desenvolvimento fisiológico vegetal (RÜGNER et al., 2019; WANG et al., 2018). O aumento das cargas aplicadas na entrada do SAC – FHSS incrementaram o aumento da MS e PB, com máximos de 52,0 t ha<sup>-1</sup> e 24,0%, respectivamente, no corte 8, aplicando-se cargas de 130,4; 425,8; 59,7; 64,2 e 31,2 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO, DQO, NTK, P<sub>T</sub> e K, respectivamente (Tabela 2). Os resultados foram superiores aos 22,3 e 21,1 t ha<sup>-1</sup> obtidos por Andries et al. (2018), que aplicaram 154,8 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO via água residuária de suinocultura, porém inferior aos 60,9 t ha<sup>-1</sup> obtidos por Verma e Suthar (2018) para SAC - FHSS alimentados com carga de 1.123 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO via água residuária de laticínios, evidenciando que o aumento da carga orgânica propicia aumento da MS produzida.

A realização de vários cortes nas espécies vegetais em SACs – FHSS, como observadas no presente trabalho, configuram-se como uma estratégia que além da remoção nutricional, promovem também a fixação de carbono no tecido vegetal, otimizando, assim, a qualidade final da água residuária (MITSCH et al., 2013; VYMAZAL, 2007). Porém, fatores como tipo e características nutricionais e orgânicas de águas residuárias, bem como operacionais, ambientais e tipos de macrófitas podem alterar drasticamente a capacidade dos SACs – FHSS de produzirem um efluente e desempenho fisiológico de melhor qualidade (ACHAK et al. 2019; DI LUCA et al., 2019; HUANG et al., 2019; WANG et al., 2019; LIANG et al., 2017).

Tabela 2 - Produtividade média de matéria seca (MS) e proteína bruta (PB) dos cortes realizados no capim-Tifton 85 cultivado em SAC - FHSS para diferentes taxas de carregamento orgânico (DBO e DQO) e nutricionais (NTK, P<sub>T</sub> e K).

Cortes	DBO	DQO	NTK	P <sub>T</sub>	K	MS	PB
	----- kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> -----					t ha <sup>-1</sup>	%
I	185,8	264,1	12,8	16,3	81,4	13,2a	8,4a
II	196,1	247,1	14,1	13,0	69,0	19,7c	11,3b
III	251,0	519,1	21,1	30,4	69,2	21,3d	13,3c
IV	234,6	577,4	49,8	47,9	69,6	24,8f	20,3f
V	229,5	506,8	129,2	80,8	73,9	15,3b	21,4g
VI	180,6	514,8	94,2	61,3	69,0	22,3e	20,1e
VII	258,5	907,4	169,8	89,3	29,3	28,2g	16,8d
VIII	130,4	425,8	59,7	64,2	31,2	52,0h	24,0h
Média	208,3	495,3	68,8	50,4	61,6	24,6	16,9
CV (%)	20,7	41,6	83,9	56,7	23,1	49,1	32,2

DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda química de oxigênio; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; K: Potássio; MS: matéria seca; PB: Proteína bruta. Valores de MS e PB nas colunas (comparação entre cortes) com letras minúsculas iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de tukey a p<0,05.

Fonte: Do Autor (2019).

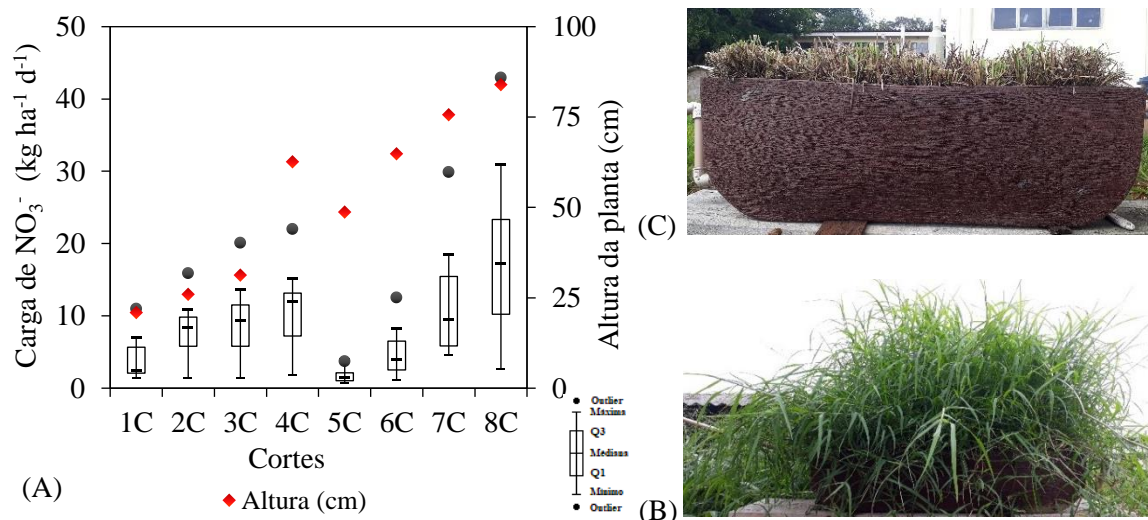
A avaliação da influência da exposição ao nitrato no desenvolvimento do capim-Tifton 85 quantificado ao final de cada corte, intensificada pela entrada de cargas nítricas produzidas no reator aerado submerso que antecedem o SAC - FHSS, estão presentes na Figura 3A. Observaram-se que tanto no aspecto visual quanto em medição em campo, as alturas do capim-Tifton 85 apresentaram dinamismo com as cargas de nitrato aplicadas (Figura 3B), sem apresentar sintomas de toxicidade, como clorose, enrugamento de folhas, fases precoces de senescência ou morte da cultura. As mesmas observações foram obtidas por Almeida et al. (2017) com capim vetiver em SAC - FHSS sob diferentes cargas hidráulicas e nítricas com efluente doméstico sintético, e por Oliveira et al. (2019) e Oliveira et al. (2017) ao cultivarem o capim-tifton 85 em colunas de solo sob diferentes cargas orgânicas provenientes de efluentes de abatedouro e laticínios.



Os resultados mostram rápido crescimento entre os cortes de 1 a 4, que apresentaram comportamento exponencial com médias entre 0,5 a 1,4 cm d<sup>-1</sup> e altura máxima de 62,6 cm no corte 4, 180 dias após corte de padronização (Figura 3A), resultado do aumento das cargas nítricas aplicadas, que, como observado na Figura 3A, apresentaram medianas (entre os cortes 2 e 4) próximas ao terceiro quartil, indicando que cerca de 50% das cargas estavam entre 9,9 e 13,1 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

O melhor desempenho, com crescimento médio entre 1,4 e 2,0 cm por dia e tendência linear dos dados, foi de 84,0 cm com carga máxima aplicada de 30,9 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no corte 8 (Figura 3A). Porém, ressalta-se que o efeito climático, com temperatura mínima chegando a 4,8°C, observado entre julho e agosto de 2018 (Figura 2A), possivelmente afetou o desempenho de nitrificação da ARS pré-tratada e proporcionou redução de desempenho fenológico de altura compreendidos no corte 5 (Figura 3A). Para o uso de cultivares forrageiras, El Hawary e Shaban (2018), Almeida et al. (2017) e Fia et al. (2017) intensificam a afirmativa de que a temperatura é considerada um fator extremamente crítico por inibir as atividades fisiológicas simples e que são responsáveis pela alteração de produtividade e remoção de poluentes. Mais que isso, Xu et al. (2016) afirmam que a redução de temperatura de água residuária de 20 a 15°C para 6 a 3°C chega a reduzir de 91 para 18% de eficiência de remoção de N em filtro biológico simulando SAC - FHSS, pela alteração na dinâmica de bactérias nitrificantes/desnitrificantes e absorção de nutrientes pela planta.

Figura 3 - Curva de crescimento do capim-Tifton 85 em função das cargas de nitrato aplicadas em cada corte (A) e avaliação visual antes (B) e após (C) cortes no SAC - FHSS.



Fonte: Do Autor (2019).

### 3.2. Remoção de nutrientes pelo capim-tifton 85

O desempenho de remoção nutricional (NPK) e sódio (Na) foi correlacionado com as cargas aplicadas de NTK e DQO ao longo dos oito cortes realizados durante o monitoramento de 420 dias sendo as médias apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 - Remoção média de nitrogênio (NTK), fósforo total (P<sub>T</sub>), potássio (K) e sódio (Na) pelo capim-Tifton 85 em função da carga de DQO média aplicada em cada corte.

Cortes	DQO <sub>ap</sub>	NTK	P <sub>T</sub>	K	Na
	kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>				
I	264,11	178,08a	46,17a	259,87a	6,70a
II	247,15	356,69b	57,15b	289,69b	8,28b
III	519,06	451,14c	72,35c	634,14c	11,76c
IV	577,41	804,38f	116,69g	933,48f	19,98f
V	506,75	521,85d	73,24d	680,54d	11,96c
VI	489,53	716,56e	111,27e	887,91e	15,55d
VII	896,60	840,76g	115,67f	1424,77g	19,20e
VIII	630,38	1996,80h	260,10h	2220,40h	28,01g
Média	516,37	733,28	106,57	916,35	15,18
CV (%)	39,97	76,24	63,56	70,47	46,28

Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Fonte: Do Autor (2019).

A capacidade de remoção de macronutrientes e sódio, pelo capim-Tifton 85, foi intensificada com a aplicação de diferentes cargas de DQO afluente ao SAC - FHSS para cada corte, resultando em efeitos significativos entre todas as remoções de NPK, comportamento semelhante para o Na, exceto entre os cortes 3 e 5, que não foram significativos entre si (Tabela 3). Constatou-se que os menores resultados obtidos foram de 178,1; 46,2; 259,9 e 6,7 kg ha<sup>-1</sup> de N, P, K e Na, respectivamente, no primeiro corte, aplicando-se 264,11 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO, e máxima remoção no corte 8 de 1.996,8; 260,1; 2.220,4; e 28,0 kg ha<sup>-1</sup> de N, P, K e Na, respectivamente, aplicando-se 630,38 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DQO. Segundo Di Luca et al. (2019) e Marschner (2012) as plantas possuem mecanismos de remoções pelos quais os nutrientes são translocados e acumulados no tecido vegetal, que no caso do fósforo, tendem a se concentrar nas folhas até que a concentração suficiente para a síntese de desempenho fotossintético seja atendida, e, posteriormente, seja acumulado em raízes e rizomas.

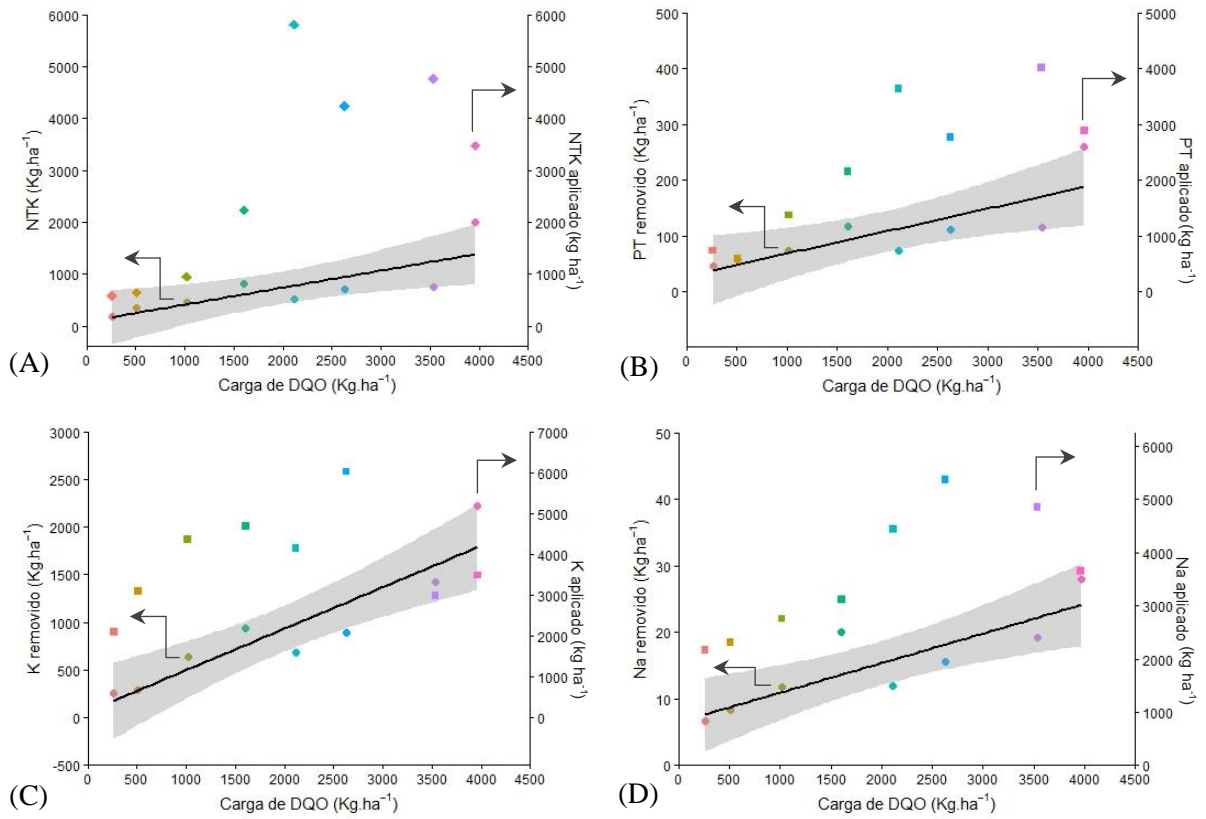
As máximas remoções, na presente pesquisa, foram superiores aos resultados de 539,1; 84,8 e 594,9 kg ha<sup>-1</sup> de N, P e K, respectivamente, obtidos por Andries et al. (2018) aplicando-se 154,8 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO de efluente de suinocultura em TDH de 2,5 dias, porém, inferiores às cargas removida de 7.783,7 e 963,7 kg ha<sup>-1</sup> de N e P em SAC - FHSS cultivado com as espécies *Acorus calamus*, *Iris minutoaurea* e *Cattail* obtidos por Zhu et al. (2017) no tratamento de efluente sintético. Fia et al. (2014) verificaram que o capim-Tifton 85 foi capaz de extrair entre 9,8 e 17,6 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de NTK e entre 0,61 e 1,7 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de P<sub>T</sub>, o que representou 4,6 e 5,4% do NTK e do P<sub>T</sub>, respectivamente, aportados ao sistema no tratamento de efluente de suinocultura. Para o Na, assim como observado nesta pesquisa, Avelar et al. (2015) também verificaram aumento de cargas removidas de 55,3 e 82,0 kg ha<sup>-1</sup> de Na<sup>+</sup> durante 75 dias aplicando cargas de 79,7 e 160,3 kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de DBO de esgoto sanitário.

As cargas macro nutricionais, presentes na massa vegetal e observada nesta pesquisa, podem estar associadas aos diversos fatores que influenciam a capacidade fisiológica de remoção de nutrientes em SAC - FHSS e destacado na literatura, como o fornecimento de nutrientes vinculado ao tipo de água residuária e nível de tratamento aplicado ao afluente do SAC - FHSS (LIANG et al., 2017), características hidráulicas e estruturais (LI et al., 2019), espécie vegetal empregada e colmatção (LICCIARDELLO et al., 2019; MATOS et al., 2019), contaminantes tradicionais e emergentes (CHRISTOFILOPOULOS et al., 2019), condições ambientais (SONG et al., 2019), interação entre os mecanismos de remoção de nutrientes (KANG et al., 2019), dentre outros.

De fato, os efeitos das unidades de tratamentos sequenciais UASB-FBAS, afluentes ao SAC - FHSS, e as condições ambientais impostas ao experimento, possivelmente interferiram na dinâmica de NPK e Na absorvido, visto que houve redução média de 12% da DQO aplicada ao SAC - FHSS entre os cortes 4 e 5 (Tabela 3) e temperatura mínima média variando entre 18 e 4,8°C entre julho e agosto de 2018 (Figura 2A), proporcionando, assim, reduções entre 27 e 37% para NPK e de 40% de Na absorvido pelo capim-Tifton 85. Além disso, Nandakumar et al. (2019) observaram redução média de 344,1 para 81,9 kg ha<sup>-1</sup> de remoção de fósforo por capim da angola (*Brachiaria mutica*) entre todo verão e inverno indiano, respectivamente, e afirmaram que a manutenção de temperatura no verão (26,1 ± 4,0°C) e aumento das horas de insolação, verificada entre as estações, potencializaram maiores absorções de nutrientes pelo capim da angola.

O comportamento das remoções de NPK e Na ao longo do experimento, analisadas sob a perspectiva do que foi absorvido pelo capim-Tifton 85 e as concentrações remanescentes que interagiram com os demais mecanismos no SAC - FHSS, foram demonstradas pelo modelo de ajuste linear  $f(x) = ax + b$ , em que “ $f(x)$ ” representa as cargas totais de NPK e Na<sup>+</sup> em cada corte e “ $x$ ” as cargas de DQO acumuladas aplicadas (Figuras 4A, 4B, 4C e 4D). Estão apresentadas na Tabela 4 os valores ajustados em conjunto com seu intervalo de confiança de 95%.

Figura 4 - Dinâmica de cargas nutricionais de NPK e de sódio (Na) aplicadas e removidas em sistema alagado construído através de regressão linear com intervalo de confiança de 95%.



Fonte: Do Autor (2019).

Tabela 4 - Coeficientes do modelo linear  $f(x) = ax + b$  ajustados aos dados de extração de N, P, K e Na pelo capim Tifton 85 em função de diferentes carregamentos orgânicos acumulados de água residuária de suinocultura em oito cortes.

Variáveis	Índices	Estimativas	Intervalo de Confiança		Erro Padrão	p-valor	R <sup>2</sup>	R <sup>2</sup> <sub>corr</sub>
			de 95%					
			Inferior	Superior				
NTK	a	0,3384	0,1480	0,5288	0,0952	<0,05*	0,68	0,62
	b	71,4221	-372,8087	515,6529	222,1154	0,7587		
P <sub>T</sub>	a	0,0403	0,0165	0,0641	0,0119	<0,05*	0,66	0,60
	b	27,7100	-27,9632	83,3832	27,8366	0,358		
K	a	0,4353	0,2807	0,5899	0,0773	<0,01**	0,84	0,81
	b	65,014	-295,8192	425,8472	180,4166	0,7309		
Na	a	0,0045	0,0023	4,9859	0,0011	<0,05*	0,74	0,71
	b	6,4690	1,4876	11,4504	2,4907	<0,01**		

\* e \*\* significativos a 5 e 1%, respectivamente, pelo teste de t student.

Fonte: Do Autor (2019).

Diante disso, observa-se uma tendência linear positiva de maiores retenções de nutrientes na biomassa do capim-Tifton 85, constatando-se que cargas acumuladas de 4.000 kg ha<sup>-1</sup> potencializaram valores máximos, mesmo havendo reduções de NPK e Na aplicados, principalmente no último corte, evidenciando que haviam concentrações remanescentes de nutrientes no reator SAC – FHSS e que estes contribuíram para o bom desempenho do capim-tifton 85. Mais que isso, também estão associados a qualidade do efluente de entrada como também em função da atuação dos diversos mecanismos de remoção, principalmente a desnitrificação sob condição anóxica (CHEN et al., 2019; ALMEIDA et al., 2017; VYMAZAL, 2010).

### 3.3. Avaliação multivariada dos dados ambientais do SAC - FHSS

Observa-se na Tabela 5 a matriz de correlação entre as variáveis de cargas de entrada, biomassa e proteína bruta produzida pelo capim-Tifton 85.

Tabela 5 - Matriz de correlação de Pearson entre variáveis avaliadas no sistema alagado construído submetido a água residuária de suinocultura.

Variáveis	DBO	DQO	NKT	P <sub>T</sub>	K <sup>+</sup>	N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup>	Altura	MV	MS	PB
DBO	<b>1</b>										
DQO	0,598*	<b>1</b>									
NKT	-0,023	0,601*	<b>1</b>								
P <sub>T</sub>	0,189	0,759*	0,969*	<b>1</b>							
K	0,085	0,192	0,175	0,196	<b>1</b>						
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-0,077	0,266	0,197	0,196	-0,128	<b>1</b>					
Na	0,275	0,611*	0,660*	0,693*	0,474	-0,371	<b>1</b>				
Altura	-0,193	0,585*	0,857*	0,837*	0,199	0,429	0,427	<b>1</b>			
MV	-0,424	0,247	0,504*	0,435	0,050	0,808*	-0,136	0,769*	<b>1</b>		
MS	-0,414	0,226	0,466	0,398	-0,012	0,842*	-0,195	0,734*	0,997*	<b>1</b>	
PB	-0,150	0,394	0,799*	0,766*	0,504*	0,279	0,396	0,842*	0,661*	0,613*	<b>1</b>

DBO: demanda bioquímica de oxigênio (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); DQO: demanda química de oxigênio (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); NTK: nitrogênio total kjeldahl (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); P<sub>T</sub>: fósforo total (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); K: potássio (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrato (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>); Altura: altura de planta (cm); MV: massa verde (kg ha<sup>-1</sup>); MS: massa seca (kg ha<sup>-1</sup>); PB: proteína bruta (%); \*significativo a 0,05 pelo teste t.

Fonte: Do Autor (2019).

A aplicação das correlações entre as variáveis permitiu aferir o grau de influência entre elas e as dinâmicas de desempenho vegetal e condições operacionais do SAC - FHSS. Considerou-se o valor do coeficiente de correlação de 0,5 como o limite mínimo aceitável para que houvesse uma significância estatística entre duas variáveis. Esse limite é suportado por “*p* valores” menor ou igual a 0,05, correspondendo a uma porcentagem de significância de 95%. Segundo Babatsouli et al. (2014), o coeficiente de correlação de Pearson (*r*) é utilizado para a estimativa linear da direção e da força de correlação dos dois parâmetros, sendo o coeficiente  $r > 0,7$  considerado uma correlação forte  $0,4 \leq r \leq 0,7$  moderada e;  $r < 0,4$  uma correlação fraca.

Entre os efeitos das cargas, pôde-se constatar que houve correlações fortes ( $r > 0,7$ ), positivas e significativas entre as variáveis de NTK e P<sub>T</sub> ( $r = 0,969$ ) e DQO e P<sub>T</sub> ( $r = 0,759$ ), e moderada entre DQO e NTK ( $r = 0,601$ ,  $0,4 \leq r \leq 0,7$ ), sendo estas, possivelmente, associadas à qualidade do afluente ao SAC - FHSS, visto que esta condição foi estabelecida com base na DQO e que, portanto, existia uma proporcionalidade de NTK e P<sub>T</sub> inseridos no reator (Tabela 5). Além disso, a correlação moderada e significativa entre DBO e DQO ( $r = 0,598$ ) e a presença

de compostos nitrogenados reduzidos, indicam presença de concentrações ainda passíveis de biodegradabilidade. Esta condição também foi observada por Chen et al. (2019), que encontraram correlações moderadas e significativas ( $p < 0,01$ ) de 0,473 e 0,425 entre  $P_T$  e  $N-NH_3^-$  e  $P_T$  e NTK, respectivamente, em sistemas alagados naturais em Taiwan sob diferentes cargas orgânicas e nutricionais advindas de águas costeiras.

O desempenho fisiológico do capim-Tifton 85, em relação às cargas nutricionais, forneceram correlações fortes e significativas, sendo os maiores resultados ocorridos entre NTK e altura da planta ( $r = 0,857$ ), NTK e PB ( $r = 0,799$ ),  $P_T$  e altura da planta ( $r = 0,837$ ) e  $P_T$  e PB ( $r = 0,766$ ). Estas condições são resultados da capacidade dos capins do gênero *Cynodon*, como o capim-Tifton 85, em remover macronutrientes essenciais das águas residuárias de forma intensa, principalmente quando se tem maior disponibilidade das formas mais assimiláveis, como as nítricas e o íon amônio, no qual resultam em ganhos de produtividade (OLIVEIRA et al., 2019; ARAÚJO et al., 2018; MATOS et al., 2010), como observados pela forte correlação entre as cargas de N -  $NO_3^-$  em relação a MV ( $r = 0,808$ ) e MS ( $r = 0,842$ ), como observado na Tabela 5.

A compreensão sobre as interações das variáveis avaliadas foi detalhada e aprimorada com a aplicação das análises de componentes principais (PCA) com normalização Kaiser e rotação varimax entre as cargas e características fisiológicas do capim-Tifton 85 nos oito cortes. A admissibilidade do uso da PCA foi validada pelos testes de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) ( $KMO > 0,5$ ) e de esfericidade de Bartlett ( $p \text{ value} < 0,0001$ ), como observado na Tabela 6.

Os carregamentos extraídos dos valores das variáveis originais, que segundo Moreno-Garcia et al. (2019) refletem a importância relativa de cada variável para um componente principal específico (quanto maior o carregamento de uma variável, maior a contribuição para a variação, representando os componentes principais) forneceram pelo menos um valor superior a 0,3 para dada PC, considerado significativo segundo Soares et al. (2003). Mais que isso, Hair et al. (1998) afirmam que embora em uma matriz de componente ideal cada variável apresente em um único fator a pontuação máxima (1), na prática, carregamentos superiores a 0,5 são classificados como altamente significativos, condição encontrada nesta pesquisa. Os dados das quatro PCs, antes e após rotação, estão presentes na Tabela 6 e o scree plot (Figura 5).

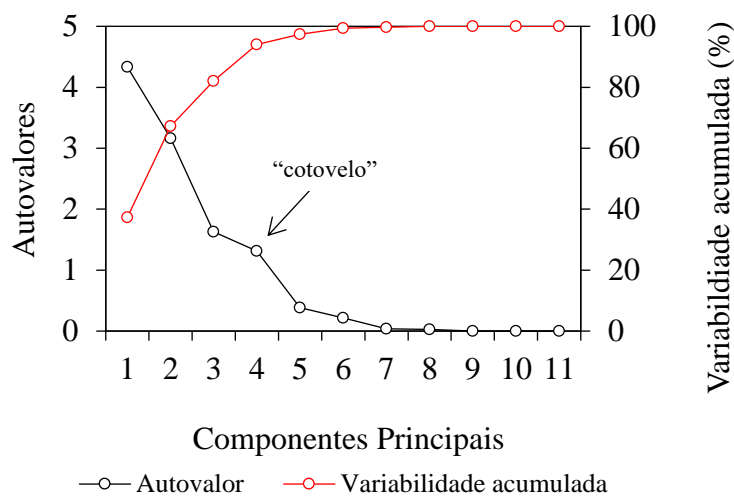


Tabela 6 - Componentes principais da PCA para as cargas de águas residuárias de suinocultura aplicadas ao SAC - FHSS, biomassa e proteína bruta do capim-Tifton 85 em oito cortes.

Variáveis	Matrix componente				Matrix componente rotacionada			
	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>3</sub>	PC <sub>4</sub>	PC <sub>1</sub>	PC <sub>2</sub>	PC <sub>3</sub>	PC <sub>4</sub>
DBO	-0,07	0,64	0,68	0,28	0,01	-0,23	0,97	0,03
DQO	0,66	0,48	0,52	0,09	0,57	0,21	0,69	0,08
NKT	0,90	0,25	-0,08	-0,30	0,97	0,21	0,01	0,05
P <sub>T</sub>	0,89	0,37	0,08	-0,22	0,95	0,18	0,23	0,06
K	0,29	0,38	-0,49	0,73	0,14	-0,05	0,05	0,99
N - NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,50	-0,65	0,46	0,26	0,00	0,97	0,14	-0,09
Na	0,46	0,81	-0,19	-0,11	0,73	-0,37	0,19	0,34
Altura	0,96	-0,05	-0,07	-0,12	0,79	0,50	-0,07	0,11
MV	0,78	-0,61	0,01	0,09	0,33	0,90	-0,22	0,06
MS	0,74	-0,66	0,06	0,08	0,29	0,92	-0,21	0,00
PB	0,88	0,03	-0,32	0,15	0,73	0,37	-0,09	0,43
Autovalores (AV)	5,44	2,87	1,34	0,88	4,10	3,30	1,63	1,31
Variância (%)	49,43	26,09	12,20	8,03	37,30	29,99	14,82	11,93
Acumulado (%)	49,43	75,53	87,73	95,75	37,30	67,29	82,10	94,03
Teste Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) para adequação da amostragem								0,56
Chi-square (Observed value)								238,98
p-value (Two-tailed)								< 0,0001

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: fósforo total; K: potássio; NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrogênio na forma de nitrato; Na: sódio; Altura: altura de planta; MV: massa verde; MS: massa seca; PB: proteína bruta. Fonte: Do Autor (2019).

Figura 5 - Scree plot dos autovalores obtidos das análises de componentes principais de PCAs com variabilidade cumulativa.

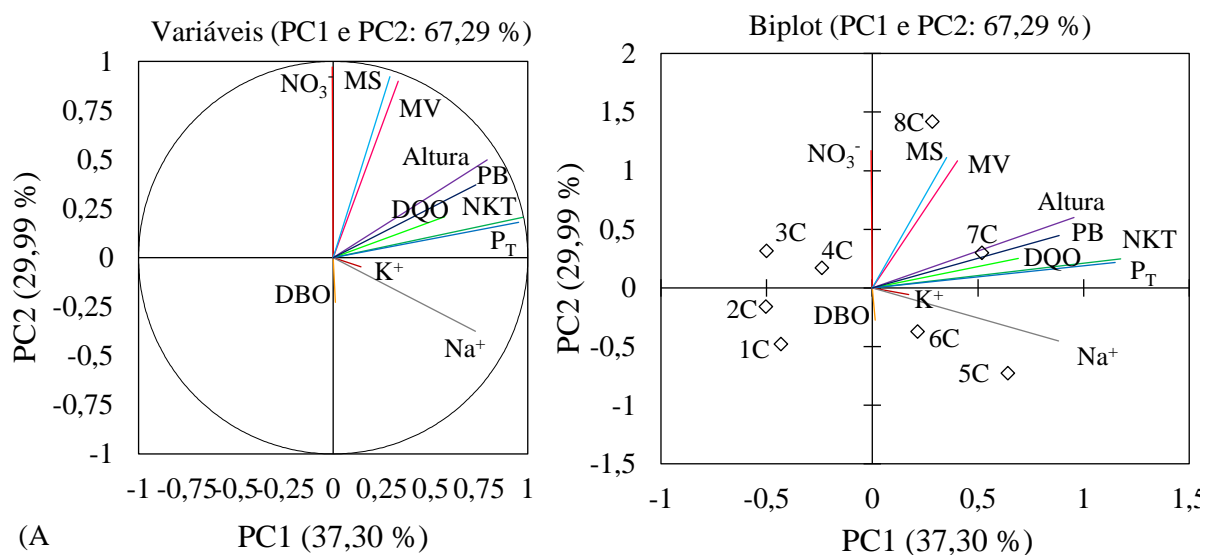


Fonte: Do Autor (2019).

Diante disso, as onze variáveis originais geraram quatro novas componentes, sendo a PC<sub>4</sub>, após rotação, responsável pela concentração acumulada de variabilidade total dos dados originais de 94,0%, resultado que compreende as representatividades unitárias totais das variâncias de cada componente de 37,3% (PC<sub>1</sub> > 4,0), 30,0% (PC<sub>2</sub> > 3,0), 14,8% (PC<sub>3</sub> > 1,6) e 11,9% (PC<sub>4</sub> > 1,3), como exposto na Tabela 6 e Figura 6A. Estas condições, em paralelo à redução dos autovalores rotacionados, segundo Hongyu et al. (2015) e Anderson (2003), indicam que as últimas PCs apresentam relações lineares e constantes entre as variáveis originais, fortalecendo o uso das quatro primeiras PCs para interpretação das condições operacionais de cargas e desempenho fisiológico.

Individualmente, observam-se que as variáveis originais que mais contribuíram com carregamentos das variâncias significativas para as PCs foram P<sub>T</sub> e K (entre 0,95 e 0,97) na PC<sub>1</sub>, N - NO<sub>3</sub><sup>-1</sup>, MV e MS (entre 0,90 e 0,95) na PC<sub>2</sub>, DBO (0,97) na PC<sub>3</sub> e K (0,99) na PC<sub>4</sub>. As representações das PCs biplot de PC<sub>1</sub> vs PC<sub>2</sub> (Figuras 6B) disposta como vetores, mostraram que as variáveis operacionais do SAC - FHSS e os desempenhos fisiológicos do capim-Tifton 85 ocuparam os quadrantes I e II, com tendências de influência das variáveis para os cortes 5, 6, 7 e 8 e resultando em variância de 67,3%.

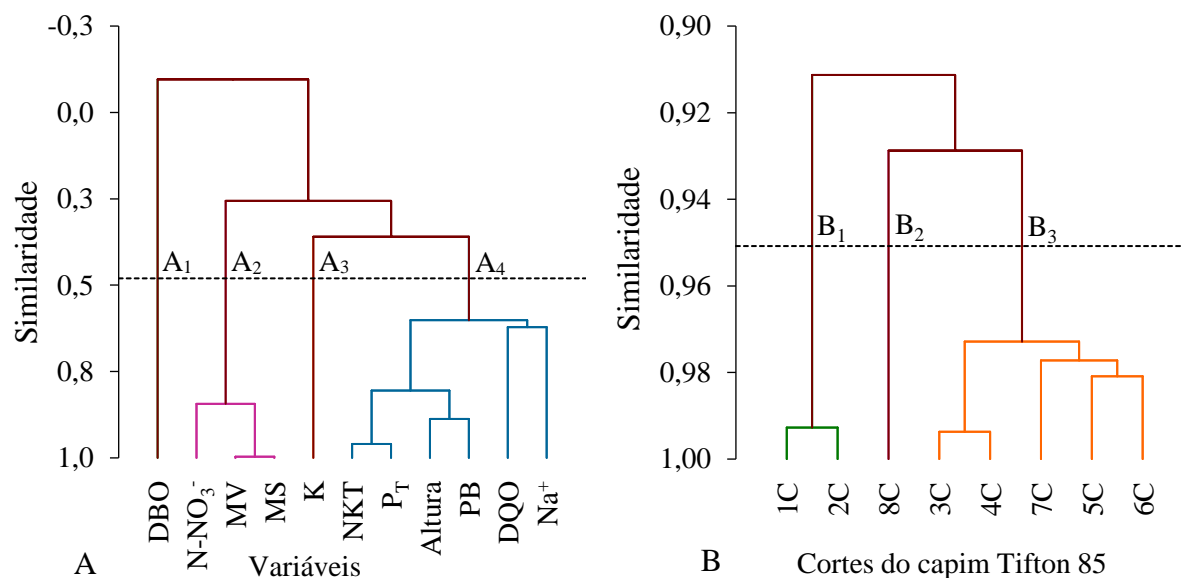
Figura 6 - Análises de componentes principais (PCA) das correlações entre as variáveis e carregamento de fatores (A) e biplot  $PC_1 \times PC_2$  (B) de cargas orgânicas, nutricionais e de sódio, biomassas e proteína bruta ao longo de oito cortes de capim-tifton 85.



Fonte: Do Autor (2019).

Os dados foram analisados por agrupamento hierárquico (HCA) em duas vertentes, uma contendo 11 variáveis, que incluem a qualidade da água residuária de suinocultura e desempenho de capim-Tifton 85, e outra com os oito cortes, aplicando-se a medida de distância por similaridade pelos coeficientes de correlações de Pearson e método de aglomeração por grupo de pares não ponderados com média aritmética (UPGMA) proposto por Anderberg (2014) (Figura 7A e 7B).

Figura 7 - Dendograma obtido por análise de agrupamento hierárquico (HCA) para as variáveis de cargas orgânicas, nutricionais e de sódio, biomassa e proteína bruta para capim-Tifton 85.



Fonte: Do Autor (2019).

O dendograma gerado pela HCA detectaram semelhanças e diferenças entre as cargas orgânicas, nutricionais e de sódio, desempenho da cultura para os cortes realizados do capim-Tifton 85, formando quatro agrupamentos de dados superiores a 48% de similaridade (Figura 7A) e três agrupamentos de dados superiores a 95% de similaridades (Figura 7B). Observa-se a formação de agrupamentos contendo uma única variável em A<sub>1</sub> e A<sub>3</sub>, que constituem as cargas de DBO e K (Figura 7A), respectivamente, podendo estar relacionado a um menor contingente de dados em função da periodicidade de determinação, além disso, tais observações condições indicam que estas variáveis apresentaram baixas correlações e efeitos estatísticos entre si e sobre as demais, corroborando com a avaliação de PCA na Figura 6B, além de estarem associadas às reduções de matéria orgânica biodegradável e altas concentrações de K na água residuária de suinocultura advindos, em grande parte, das rações suínas (XINJIE et al., 2019; ANDRIES et al., 2017; CHITTAVONG et al., 2013).

A formação do agrupamento A<sub>2</sub> evidencia que as altas concentrações de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, presentes em maiores concentrações no afluente ao SAC - FHSS, proporcionaram grandes influências no desempenho de produtividade de massa verde (MV) e seca (MS) do capim-Tifton 85. Para Piwpuan et al. (2013), embora as macrófitas possam se desenvolver bem sob diferentes fontes de nitrogênio em SAC - FHSS, existe uma preferência de absorção do íon amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

em relação ao N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, como constatado nas culturas *Typha domingensis*, *Canna indica* e *Cyperus laevigatus* (DI LUCA et al., 2019; PIWPUAN et al., 2013; KONNERUP; BRIX, 2010). Esta condição ocorre devido à redução de custo energético exercido pelas raízes das macrófitas para assimilar o NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em relação ao N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (LAMBERS et al., 2008). Além disso, pela estrutura semelhante do dendograma da Figura 7B, observa-se que a concepção do efeito nítrico foi mais acentuada no 8C, observado no agrupamento B<sub>2</sub> e também demonstrado na PCA (Figura 6B).

As altas absorções de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pelo capim-tifton 85, observada nesta pesquisa, segundo Santos et al. (2013) em estudos com capim-guiné (*Panicum maximum*), podem estar associadas às menores concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no meio. Os autores reforçam que se as concentrações estiverem disponíveis nas proporções entre 50-70% de N - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e entre 30-50% de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no meio, podem otimizar a obtenção de melhores resultados. Além disso, Júnior et al. (2019) afirmam que a energia poupada na assimilação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> podem favorecer as ações metabólicas e fisiológicas de capim-tanzânia (*Panicum maximum* cv. Tanzânia).

As maiores similaridades, superiores a 60%, foram observadas no agrupamento complexo A<sub>4</sub>, constituído por NTK e P<sub>T</sub>, Altura e PB, DQO e Na (Figura 7A), no qual indicam que os valores padronizados possuem menores distâncias euclidianas, principalmente para NTK e P<sub>T</sub>, e Altura e PB, além de terem proporcionado maiores efeitos nos cortes intermediários, agrupamento B<sub>3</sub> da Figura 7B.

#### 4. CONCLUSÃO

Os melhores desempenhos produtivos de MS, teores proteicos e de remoção de N, P e K foram obtidos com aplicações de maiores cargas orgânicas, sendo a assimilação de nitrato reduzida em 22% no período de inverno.

A matriz de correlação evidenciou fortes e significativas interações entre as cargas de nitrogênio e fósforo com o capim-Tifton 85 ( $r > 0,76$ ), indicando que a presença de altas concentrações de nitrato afluentes ao SAC - FHSS pode potencializar a qualidade de biomassa e conteúdo energético proteico da cultura.

A PCA reduziu 11 variáveis originais em quatro componentes principais com variância superior a 94%, havendo maiores contribuições pelas cargas de fósforo, potássio e nitrato sobre o desempenho fisiológico da cultura, expressos nas componentes PC1, PC2 e PC3 (PCs > 0,90). A análise de agrupamentos mostrou que os nutrientes NPK tiveram maiores influências sobre

cortes intermediários. Os resultados evidenciam que o SAC - FHSS cultivado com capim-Tifton 85 pode se desenvolver tanto com objetivo para tratamento de água residuária de suinocultura de pós-tratamento convencional, quanto unidade de produção de bioenergética, nutricional e de proteína vegetal e restauração de habitats.

Os resultados das técnicas multivariadas otimizam o entendimento sobre as interações de cargas orgânicas e nutricionais sobre as variáveis fisiológicas do capim-Tifton 85, sendo importante ponto de aprimoramento e implantação nas tomadas de decisões.

## AGRADECIMENTOS

A pesquisa foi desenvolvida com auxílio de recursos financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15).

## REFERÊNCIAS

ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório Anual ABPA 2018. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-aneais>. Acesso em: 16 de maio de 2019.

ACHAK, M.; BOUMYA, W.; QUAZZANI, N.; MANDI, L. Preliminary evaluation of constructed wetlands for nutrients removal from olive mill wastewater (OMW) after passing through a sand filter. **Ecological Engineering**, v. 136, p. 141-154, 2019.

ADDINSOFT. Data analysis and statistical solution for Microsoft Excel, Paris, France (2016).

ALLEN, R. G. REF-ET: Reference evapotranspiration calculator - Version 2.1. Kimberly: Idaho University. 2000. 82p.

ALMEIDA, A.; CARVALHO, F.; IMAGINÁRIO, M. J.; CASTANHEIRA, I.; PRAZERES, A. R.; RIBEIRO, C. Nitrate removal in vertical flow constructed wetland planted with *Vetiveria zizanioides*: Effect of hydraulic load. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 535-542, 2017.

ANDERBERG, M. R. **Cluster analysis for applications**: Probability and mathematical statistics: A series of monographs and textbooks, Academic Press, New York. 376p. 2014.

ANDERSON, T.W. **An introduction to multivariate statistical analysis**. 3.ed. New Jersey. 2003. 374 p.

ANDRIES, R. G.; MATOS, A. T.; FREITAS, W. S. Estimation of plant productivity and nutrient extraction capacity along the length of horizontal subsurface flow constructed wetland treating swine wastewater. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 3, p. 1-11, 2018.

APHA - Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA, 2012.

ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon* spp.) in constructed wetland systems. **Plos One**, v. 13, p. 1-23, 2018.

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; JÚNIOR, A. R. L.; PORTES, M. R.; GUALHANO, D. S. Desempenho agrônômico de *mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, v.35, n.2, p.322-330, 2015.

BABATSOULI, P.; PALOGOS, L.; MICHALODIMITRAKI, E.; COSTA, C.; KALOGERAKIS, N. Evaluation of a MBR pilot treating industrial wastewater with a high COD/N ratio. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 90, p. 26-33, 2014.

BANG, W. H.; JUNG, Y.; PARK, J. W.; LEE, S.; MAENG, S. K. Effects of hydraulic loading rate and organic load on the performance of a pilot-scale hybrid VF-HF constructed wetland in treating secondary effluente. **Chemosphere**, v. 218, p. 232, 240, 2019.

BAYO, J.; LÓPEZ-CASTELLANOS, J. Principal factor and hierarchical cluster analyses for the performance assessment of an urban wastewater treatment plant in the Southeast of Spain. **Chemosphere**, v. 155, p. 152-162, 2016.

CATTELL, R. B. The scree test for the number of factors. **Multivariate Behavioral Research**, v. 1, p. 245-276, 1966.

CHEN, D.; GU, X.; ZHU, W.; HE, S.; WU, F.; HUANG, J.; ZHOU, W. Denitrification- and anammox-dominant simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 271, p. 298-305, 2019.

CHEN, J.; LIU, Y-S.; DENG, W-J.; YING, G-G. Removal of steroid hormones and biocides from rural wastewater by an integrated constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 660, p. 359-365, 2019.

CHITTAVONG, M.; JANSSON, A.; LINDBERG, J. E. Effects of high dietary sodium chloride content on performance and sodium and potassium balance in growing pigs. **Tropical Animal Health and Production**, v. 45, p. 1-7, 2019.

CHRISTOFILOPOULOS, S.; KALIAKATSOS, A.; TRIANTAFYLLOU, K.; GOUNAKI, I.; VENIERI, D.; KALOGERAKIS, N. Evaluation of a constructed wetland for wastewater treatment: Addressing emerging organic contaminants and antibiotic resistant bacteria. **New Biotechnology**, v. 52, p. 94-103, 2019.

CLAY, L.; OICHEL, J. Treatment of Simulated Oil and Gas Produced Water via Pilot-Scale Rhizofiltration and Constructed Wetlands. **International Journal of Environmental Research**, v. 13, p. 185-198, 2019.

CRISTÓVÃO, R. O. PINTO, V. M. S.; GONÇALVES, A.; MARTINS, R. J. E.; LOUREIRO, J. M.; BOAVENTURA, R. A. R. Fish canning industry wastewater variability

assessment using multivariate statistical methods. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 102, p. 263-276, 2016.

DI LUCA, G. A.; MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. **Science of The Total Environment**, v. 650, part.1, p. 233-240, 2019.

DOTRO, G.; MANDER, Ü.; ROUSSEAU, D. WETPOL 2015: Closing the gap between natural and constructed wetlands research. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 286-289, 2017.

DUTTA, A.; DAVIES, C.; IKUMI, D. S. Performance of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor and other anaerobic reactor configurations for wastewater treatment: a comparative review and critical updates. **Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA**, v. 67, p. 858-884, 2018.

EBRAHIMI, M.; GERBER, E. L.; ROCKAWAY, T. D. Temporal performance assessment of wastewater treatment plants by using multivariate statistical analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 193, p. 234-246, 2017.

EL HAWARY, A.; SHABAN, M. Improving drainage water quality: Constructed wetlands-performance assessment using multivariate and cost analysis. **Water Science**, v. 32, p. 301-317, 2018.

FAO - Food and Agriculture Organization. Food Energy – Methods of Analysis and Conversion Factors. Report of a Technical Workshop, Rome, 3–6 December 2002. FAO Food and Nutrition Paper no. 77. Rome, Italy. 2002. Disponível:  
[http://www.fao.org/uploads/media/FAO\\_2003\\_Food\\_Energy\\_02.pdf](http://www.fao.org/uploads/media/FAO_2003_Food_Energy_02.pdf). Access: 26 ago. 2019.

FÁVERO, L.P., BELFIORE, P., SILVA, F.L., CHAN, B.L. **Análise de dados: Modelagem multivariada para tomada de decisões**. Elsevier Editora. 2009. 646p.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011.

FIA, F. R.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

FIA, R.; VILAS BOAS, R. B.; CAMPOS, A. T.; FIA, F. R. L.; SOUZA, E. G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, v. 34, n. 1, p. 112-113, 2014.

HAIR, J.; ANDERSON, R.; TATHAM, R.; BLACK, W. **Multivariate data analysis**. 5. ed., Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ (1998).

HATCHER, L.; STEPANSKU, E. **A Step by Step Approach to Using the SAS System for Univariate and Multivariate Statistics**. SAS Institute, Inc., Cary, NC. 1994. 552p.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; JÚNIOR, G. J. O. Principal Component Analysis: theory, interpretations and applications. **Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.

HUANG, X-F.; YE, G-Y.; YI, N-K.; LU, L-J.; ZHANG, L.; YANG, L-Y.; XIAO, L.; LIU, J. Effect of plant physiological characteristics on the removal of conventional and emerging



- pollutants from aquaculture wastewater by constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 45-53, 2019.
- KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, p. 154-151, 1960.
- KAISER, H.F. An index of factorial simplicity. **Psychometrika**. v. 39, n. 1, p. 31-36, 1974.
- KANG, Y.; XIE, H.; LI, B.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; GUO, Z.; KONG, Q.; LIANG, S.; LIU, J.; CHENG, T.; ZHANG, L. Performance of constructed wetlands and associated mechanisms of PAHs removal with mussels. **Chemical Engineering Journal**, v. 357, p. 280-287, 2019.
- KONNERUP, D.; BRIX, H. Nitrogen nutrition of *canna indica*: effects of ammonium versus nitrate on growth, biomass allocation, photosynthesis, nitrate reductase activity and N uptake rates. **Aquatic Botany**, v. 92, p. 142-148, 2010.
- LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology**. Second Edition, Springer, USA. 2008. 540p.
- LI, D.; CHU, Z.; HUANG, M.; ZHENG, B. Multiphasic assessment of effects of design configuration on nutrient removal in storing multiple-pond constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 290, p. 1-9, 2019.
- LI, M.; LIANG, Z.; CALLIER, M. D.; D'ORBCASTEL, E. R.; SUN, G.; MA, X.; LI, X.; WANG, S.; LIU, Y.; SONG, X. Nutrients removal and substrate enzyme activities in vertical subsurface flow constructed wetlands for mariculture wastewater treatment: Effects of ammonia nitrogen loading rates and salinity levels. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 142-150, 2018.
- LIANG, Y.; ZHUA, H.; BANUELOS, G.; YAN, B.; ZHOU, Q.; YU, X.; CHENG, X. Constructed wetlands for saline wastewater treatment: a review. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 275-285, 2017.
- LICCIARDELLO, F.; AIELLO, R.; ALAGNA, V.; LOVINO, M.; VENTURA, D.; CIRELLI, G. L. Assessment of clogging in constructed wetlands by saturated hydraulic conductivity measurements. **Water Science & Technology**, v. 79, p. 314-322, 2019.
- LUO, P.; LIU, F.; LIU, X.; WE, X.; YAO, R.; CHEN, R.; XIAO, R.; WU, J. Phosphorus removal from lagoon-pretreated swine wastewater by pilot-scale surface flow constructed wetlands planted with *Myriophyllum aquaticum*. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 490-497, 2017.
- MA, Y.; ZHAI, Y.; ZHENG, X.; HE, S.; ZHAO, M. Rural domestic wastewater treatment in constructed ditch wetlands: Effects of influent flow ratio distribution. **Journal of Cleaner Production**, v. 225, p. 350-358, 2019.
- MARSCHNER, H. **Mineral Nutrition of Higher Plants**. London: Academic Press, 2012. p. 889.

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**, v.5, n.2, p.119-132, 2010.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; ARANHA, A. R.A.; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. 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.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 6, p. 1227-1237, 2018.

MENG, P.; PEI, H.; HU, W.; SHAO, Y.; LI, Z. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 316-326, 2014.

MITSCHE, W. J.; BERNAL, B.; NAHLIK, A. M. MANDER, Ü.; ZHANG, L.; ANDERSON, C. J.; BRIX, H. Wetlands, carbon, and climate change. **Landscape Ecology**, v.28, p. 583-597, 2013.

MORENO-GARCIA, L.; GARIÉPY, Y.; RAGHAVAN, G. S. V.; Effect of environmental factors on the biomass and lipid production of microalgae grown in wastewaters. **Algal Research**, v. 41, p. 1-15, 2019.

MUFARREGE, M. M.; DI LUCA, G. A.; SANCHEZ, G. C.; HADAD, H. R.; PEDRO, M. C.; MAINE, M. A. Effects of the presence of nutrients in the removal of high concentrations of Cr (III) by *Typha domingensis*. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, p.875-887, 2016.

NANDAKUMAR, S.; PIPIL, H.; RAY, S.; HARITASH, A. K. Removal of phosphorous and nitrogen from wastewater in Brachiaria-based constructed wetland. **Chemosphere**, v. 233, p. 216-222, 2019.

NIVALA, J.; ABDALLAT, G.; AUBRON, T.; AL-ZREIQAT, I.; ABBASSI, B.; WU, G-M.; AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 495-504, 2019b.

NIVALA, J.; BOOG, J.; HEADLEY, T.; AUBRON, T.; WALLACE, S.; BRIX, H.; MOTHE, S.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 1500-1513, 2019a.

OLIVEIRA, J. F.; FIA, R.; FIA, F. R. L.; RODRIGUES, F. N.; OLIVEIRA, L. F. C.; FILHO, L. C. A. L. Efeitos da água residual de laticínios na respiração basal do solo, produtividade e remoção de nutrientes por Tifton 85 (*Cynodon sp.*). **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 1, p. 155-165, 2019.

OLIVEIRA, J. F.; RODRIGUES, F. N.; DIA, R.; VILELA, H.; MAFRA, D. C. B. Performance of tifton 85 grass under fertirrigation with slaughterhouse wastewater. **Engenharia Agrícola**, v. 4, n. 4, p. 790-800, 2017.

PIWPUAN, N.; ZHAI, X.; BRIX, H. Nitrogen nutrition of *Cyperus laevigatus* and Phormium tenax Effects of ammonium versus nitrate on growth, nitrate reductase activity and N uptake kinetics. **Aquatic Botany**, v. 106, p. 42-51, 2013.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2015.

RIGGIO, V. A.; RUFFINO, B.; CAMPO, G.; COMINO, E.; COMOGLIO, C.; ZANETTI, M. Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 723-732, 2018.

RÜGNER, H.; SCHWIENTEK, M.; MILAČIČ, R.; ZULIANI, T.; VIDMAR, J.; PAUNOVIĆ, M.; LASCHOU, S.; KALOGIANNI, E.; SKOULIKIDIS, N. T.; DIAMANTINI, E.; MAJONE, B.; BELLIN, A.; CHIOGNA, G.; MARTINEZ, E.; LÓPEZ DE ALDA, M.; DÍAZ-CRUZ, M. S.; GRATHWOHL, P. Particle bound pollutants in rivers: results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basin. **Science of The Total Environment**, v. 647, p. 645-652, 2019.

SÁ JUNIOR, A.; CARVALHO, L.G.; SILVA, F.F.; ALVES, M.C. Application of the Köppen Classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**. vol. 108, n. 1-2, p. 1-7, 2012.

SANTOS, J. H. S.; DE BONA, F. D.; MONTEIRO, F. A. Growth and productive responses of tropical grass *Panicum maximum* to nitrate and ammonium supply. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 42, n. 9, p.622-628, 2013.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of Surface Water Quality Using Multivariate Statistical Techniques: A Case Study of the Fuji River Basin, Japan. **Environmental Modelling and Software**, v. 22, p. 464-475, 2007.

SILVA, F.C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2009. 627p.

SOARES, J. O.; MARQUÊS, M. M. L.; MONTEIRO, C. M. F. A multivariate methodology to uncover regional disparities: a contribution to improve European Union and governmental decisions. **European Journal of Operation Research**, v. 145, p. 121-135, 2003.

SONG, S.; WANG, P.; LIU, Y.; ZHAO, D.; LENG, X.; NA, S. Effects of oenanthe javanica on nitrogen removal in free-water surface constructed wetlands under low-temperature conditions. **Environmental Research and Public Health**, v. 16, p. 1420-1439, 2019.

SUN, Y.; CHEN, Z.; WU, G.; WU, Q.; ZHANG, F.; NIU, Z.; HU, H-Y. Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: implications for resources utilization and management. **Journal of Cleaner of Production**, v. 131, p. 1-9, 2016.

TOBIAS, S.; CARLSON, J. E. Brief report: Bartlett's test of sphericity and chance findings in factor analysis. **Multivariate Behavioral Research**, v. 4, p. 375-377, 1969.

TÜRKER, O. C.; YAKAR, A. A hybrid constructed wetland combined with microbial fuel cell for boron (B) removal and bioelectric production. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 411-421, 2017.

- USTAOĞLU, F.; TEPE, Y. Water quality and sediment contamination assessment of Pazarsuyu Stream, Turkey using multivariate statistical methods and pollution indicators. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, p. 47-56, 2019.
- VERMA, R.; SUTHAR, S. Performance assessment of horizontal and vertical surface flow constructed wetland system in wastewater treatment using multivariate principal component analysis. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 121-126, 2018.
- VON SPERLING, M. **Urban Wastewater Treatment in Brazil**. Technical Note n° IDB-TN-970. Inter-American Development Bank. Water and Sanitation Division. 2016. 102p.
- VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science Total Environment**, v.380, p. 48–65, 2007.
- VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. Heavy metals in plants in constructed and natural wetlands: concentration, accumulation and seasonality. **Water Science and Technology**, v. 71, p. 268-276, 2016.
- WALLACE, J.; CHAMPAGNE, P.; HALL, G. Multivariate statistical analysis of water chemistry conditions in three wastewater stabilization ponds with algae blooms and pH fluctuations. **Water Research**, v. 96, p. 155-165, 2016.
- WANG, Q.; ZHANG, Q.; DZAKPASU, M.; LIAN, B.; WU, Y.; WANG, X. C. Development of an indicator for characterizing particle size distribution and quality of stormwater runoff. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 7991-8001, 2018.
- WANG, Y.; YIN, T.; KELLY, B. C.; GIN, K. Y-H. Bioaccumulation behaviour of pharmaceuticals and personal care products in a constructed wetland. **Chemosphere**, v. 222, p. 275-285, 2019.
- WU, S.; KUSCHK, P.; XRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v, 57, p. 40-55, 2014.
- WU, S.; WALLACE, S.; BRIX, H.; KUSCHK, T.; KIRUI, W. K.; MAIS, F.; DONG, R. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107-120, 2015.
- XINJIE, W.; XIN, N.; QILU, C.; LIGEN, X.; YUHUA, Z.; QIFA, Z. Vetiver and *Dictyosphaerium* sp. co-culture for the removal of nutrients and ecological inactivation of pathogens in swine wastewater. **Journal of Advanced Research**, v. 20, p. 71-78, 2019.
- XU, L-H.; HE, S-B.; WU, S-Q.; HUANG, J-C.; ZHOU, W-L.; CHEN, X-C. Effects of HRT and water temperature on nitrogen removal in autotrophic gravel filter. **Chemosphere**, v. 147, p. 203-209, 2016.
- ZHENG, Y.; WHANG, X.; DZAKPASU, M.; ZHAO, Y.; NGO, H. H.; GUO, W.; GE, Y.; XIONG, J. Effects of interspecific competition on the growth of macrophytes and nutrient

removal in constructed wetlands: A comparative assessment of free water surface and horizontal subsurface flow systems. **Bioresource Technology**, v. 207, p. 134-141, 2016.

ZHU, S.; HUANG, X.; HO, S-H.; WANG, L.; YANG, J. Effect of plant species compositions on performance of lab-scale constructed wetland through investigating photosynthesis and microbial communities. **Bioresource Technology**, v. 229, p. 196-203, 2017.

**ARTIGO 5 - OCORRÊNCIA, REMOÇÃO E AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES  
EMERGENTES E RISCOS ECOLÓGICOS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE  
SUINOCULTURA TRATADA POR SISTEMA SEQUENCIAL UASB, FBAS, SAC -  
FHSS**

**ARTICLE 5 - OCCURRENCE, REMOVAL AND ECOLOGICAL RISK  
ASSESSMENT OF EMERGING CONTAMINANTS OF SWINE WASTEWATER  
TREATMENT SEQUENTIAL SYSTEM BY UASB, SABF, CW - HSSF**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo com o  
Manual de normalização e estruturas de teses da UFLA.**

**OCORRÊNCIA, REMOÇÃO E AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES  
EMERGENTES E RISCOS ECOLÓGICOS DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE  
SUINOCULTURA TRATADA POR SISTEMA SEQUENCIAL UASB, FBAS, SAC -  
FHSS**

**RESUMO**

Compreendendo a necessidade de monitorar e fortalecer tecnologias para a remoção de novos poluentes gerados pela cadeia agroindustrial, este trabalho teve como objetivo avaliar 13 contaminantes emergentes, seus riscos ecológicos unitários (QRs) e de misturas ( $\Sigma$ QR), além dos fluxos de massas de águas residuárias de suinocultura (ARS) tratadas por sistema sequencial UASB, FBAS, SAC - FHSS. Os reatores UASB e FBAS trabalharam com vazão média de  $0,016 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , sendo o FBAS preenchido com meio suporte de baixo custo e o SAC - FHSS cultivado com capim-tifton 85. Para essa avaliação, realizaram-se quatro fases com respectivas cargas orgânicas de 1, 2, 3 e  $4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO. Foram identificados, quantificados e avaliados os dados de QRs dos CEs: genfibrozila (GEN), cafeína (CAF), ibuprofeno (IBU), paracetamol (PAR), naproxano (NAP) e diclofenaco (DIC), estrona (E1),  $17\beta$ -estradiol (E2), etinilestradiol (EE), bisfenol A (BPA), 4-octilfenol (4OP) e 4-nonifenol (4NP). Os resultados mostraram a presença de 12 CEs, com destaque para os desreguladores endócrinos (DEs), regulador lipídico (RL) e anti-inflamatório (AINF). As maiores concentrações foram encontradas na fase III, com  $8318,4 \text{ ng L}^{-1}$  de 4OP na entrada do UASB e eficiências de remoção de 88,3%. O sistema apresentou reduções consideráveis de 1877,1 para  $13,7 \text{ ng L}^{-1}$  de BPA nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS, respectivamente, com eficiência global de 99,2% e fluxo de massas total crescente e com máximo de  $348,5 \mu\text{g d}^{-1}$  de CEs na fase IV. Foi constatado que 21,3% dos dados de QRs apresentaram altos riscos ecológicos ( $\text{QR} \geq 1$ ) para o afluente ao UASB sobre as espécies de ambientes aquáticos, com destaque para E2 com risco de 24,6. Após tratamento aerado houve redução dos riscos com intensidade moderada para o BFA ( $\text{QR} = 0,3$ ) e NAP ( $\text{QR} = 0,2$ ) sobre as espécies peixe-zebra (*Danio rerio*) e cnidário (*Hydra attenuata*). Os autores sugerem que medidas preventivas possam ser implementadas para reduzir a presença dos CEs na ARS e que o uso do FBAS e SAC - FHSS serviram como reatores de otimização e manutenção da qualidade do efluente final, reduzindo as concentrações e os riscos ecológicos. Porém, novos esforços poderão ser realizados, em pesquisas futuras, para avaliar as ações de bactérias que potencializam a biodegradação dos compostos emergentes, com monitoramento de seus conjugados atrelados aos fatores externos que promovam a reformulação em seus compostos ativos, contribuindo, portanto, para tomada de decisão em ETAs e redução dos possíveis riscos ambientais para os ecossistemas aquáticos.

**Palavras-chaves:** Tratamento de efluentes, desreguladores endócrinos, riscos ambientais, remoção de estrógeno, 4-octilfenol, bisfenol-A.

**OCCURRENCE, REMOVAL AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF  
EMERGING CONTAMINANTS OF SWINE WASTEWATER TREATMENT  
SEQUENTIAL SYSTEM BY UASB-SABF-CW**

**ABSTRACT**

Understanding the need to monitor and strengthen technologies for the removal of new pollutants generated by the agroindustrial chain, this study aimed to evaluate 13 emerging contaminants (ECs), their unit ecological risk (QRs) and mixture ( $\Sigma$ QR), and mass flows of swine wastewater (SW) treated by UASB- SABF-HFCW sequential system. The UASB and SABF reactors worked with an average flow rate of  $0.016 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , being the SABF filled with low cost medium and the HFCW cultivated with tifton 85 grass. Four phases were carried out with respective organic loads of 1, 2, 3 and  $4 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  of COD. The QRs data of the ECs were identified, quantified and evaluated: genfibrozil (GEN), caffeine (CAF), ibuprofen (IBU), paracetamol (PAR), naproxane (NAP) and diclofenac (DIC), estrone (E1),  $17\beta$ - estradiol (E2), ethinyl estradiol (EE), bisphenol A (BPA), 4-ocilphenol (4OP) and 4-nonphenol (4NP). The results showed the presence of 12 ECs, highlighting the endocrine disruptors (EDs), lipid regulator (LR) and anti-inflammatory (AINF). The highest concentrations were found in phase III, with  $8318.4 \text{ ng L}^{-1}$  of 4OP at UASB entrance and 88.3% efficiencies. The system showed considerable reductions from  $1877.1$  to  $13.7 \text{ ng L}^{-1}$  BPA in the UASB, SABF and HFCW reactors, respectively, with global efficiency of 99.2% and increasing total mass and with a maximum of  $348.5 \text{ } \mu\text{g d}^{-1}$  of phase IV ECs. It was found that 21.3% of the QRs data presented high ecological risk higher than 1 for aquatic environment species quality for swine wastewater quality in UASB, highlighting E2 with risk of 24.6, besides confirming that part of the ECs Even after aerated treatment, they presented moderate ecological risks for BFA (QR = 0.3) and NAP (QR = 0.2) on zebrafish (*Danio rerio*) and cnidarian (*Hydra attenuata*) species. The authors suggest that preventive measures can be implemented to reduce the presence of ECs in the SW and that the use of SABF and HFCW served as reactors for optimization and maintenance of final effluent quality, reducing concentrations and ecological risks. However, further efforts should be made, in future research, to evaluate the actions of bacteria that potentiate the biodegradation of emerging compounds, with monitoring of their conjugates linked to external factors that promote reformulation in their active compounds, thus contributing to the decision making decision on WWTPs and reduction of possible environmental risks to aquatic ecosystems.

**Keywords:** Effluent treatment, endocrine disruptors, environmental hazards, estrogen removal, 4-octylphenol, bisphenol-A.



## 1. INTRODUÇÃO

Os produtos de origem suína, fonte de proteína animal utilizada por grande parte da população, com contingente produtivo superior a 769,05 milhões de suínos no mundo (TSAI, 2018) e 2,02 milhões no Brasil em 2018 (ABPA, 2019), tem gerado aumentos no consumo de água, rações e, principalmente, produtos veterinários, como os antibióticos e hormônios esteroides utilizados para evitar a proliferação de doenças e aumentar a produção (CHENG et al., 2019; NAGARAJAN et al., 2019; EUROSTAT, 2017; IBGE, 2017). Porém, como consequência, são produzidos grandes volumes de águas residuárias (ARS) com potencial de contaminação dos solos, recursos hídricos e atmosfera (PARK et al., 2019; TULLO et al., 2019; GUTIÉRREZ et al., 2016), quer seja por nutrientes, matéria orgânica, sólidos, metais pesados, microrganismos ou contaminantes emergentes (CEs) (LAN et al., 2019; NAGARAJAN et al., 2019; QU et al., 2019; BAI et al., 2019).

Os CEs constituem um grupo de compostos naturais ou sintéticos com elevado potencial de contaminação de ecossistemas, que presentes no meio ambiente, somente foram quantificados de forma regular nos últimos anos com o avanço das técnicas analíticas (HUANG et al., 2019; LAN et al., 2019; TRAN et al., 2018; AHMED et al., 2017). Neste grupo incluem diversos poluentes com notáveis efeitos negativos nos organismos vivos, como os desreguladores endócrinos (DEs), reguladores lipídicos (RL), estimulantes nervosos (EN), anti-inflamatórios (AINF), produtos veterinários, produtos de cuidados pessoais (PPCPs), e fármacos (FANG et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2019; BINA et al., 2018; CHENG et al., 2018a). Dentre estes, os DEs, produtos veterinários e farmacêuticos ganharam considerável atenção por estarem inseridos na dinâmica de produção intensiva, atualmente empregada nas granjas suinícolas, e por serem detectados e lançados em corpos hídricos através da descarga de águas residuárias brutas ou tratadas (WANG et al., 2019; TRAN et al., 2018).

Diante dessa preocupação e tendo em vista que as consequências destes contaminantes para o ambiente ainda estão sendo avaliadas, mesmo a passos lentos em países em desenvolvimento, como o Brasil, e que as estações de tratamentos convencionais não são dimensionadas para a remoção dos CEs, existe a necessidade de avaliar sistemas completos de tratamentos de águas residuárias de suinocultura a fim de entender a dinâmica destes compostos e otimizar/desenvolver rearranjos e formas de tratamentos mais eficazes e com menor custo (CHENG et al., 2018a; KRZEMINSKI et al., 2019; SHOPHIA; LIMA, 2018; VILLAR-NAVARRO et al., 2018; RIZZO et al., 2019).

O uso de reatores anaeróbios de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), apesar de ser uma tecnologia bastante usada na estabilização de matéria orgânica (CHENG et al., 2018b) ainda apresenta a dificuldade remoção total dos CE's em águas residuárias (ZHANG et al., 2018), sendo uma proposta interessante seu alinhamento sequencial com filtros biológicos aerados submersos (FBAS) e sistemas alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial (SAC - FHSS) por apresentarem capacidades complementares de remoções dos CE's (CHEN et al., 2017; NAZ et al., 2015) observadas em vários países, como Estados Unidos, China, Reino Unido, Canadá e Brasil (GOUERY et al., 2019; OLIVEIRA et al., 2019; SGROI et al., 2018; GUAN et al., 2017; ÁVILA et al., 2016; MATAMOROS; SALVADÓ, 2012). Nesse sentido, Zhang et al. (2018) constataram remoções parciais de fármacos de 50% em estação com reator UASB e tanque aerado tratando água residuária de suinocultura, enquanto que Christofilopoulos et al. (2019) observaram redução de 92% de bisfenol-A (BPA) e concentração final de 2,5 µg L<sup>-1</sup> em SAC - FHSS cultivado com *Juncus acutus* tratando esgoto doméstico.

A baixa implementação e investimento em saneamento urbano e rural no Brasil tem se tornado um percalço na qualidade de vida das pessoas, animais e do meio ambiente, sendo necessário o alinhamento dos estudos sobre os CE's às realidades dos mais de 3 mil municípios brasileiros de médio porte. Além disso, as práticas agropecuárias não sustentáveis configuram-se como fontes silenciosas e significativas de contaminações dos ecossistemas, provocando riscos ecológicos em cadeia sobre diversas espécies (SANTOS et al., 2019; STARLING et al., 2019; HONORIO et al., 2018). Com isso, estudos que avaliem e estimem os possíveis os quocientes de riscos ecológicos unitários (QRs) e das misturas (ΣQRs) têm sido aplicados para suprir essa lacuna de conhecimento sobre os efeitos das diversas tipos de águas residuárias sobre espécies de ambientes aquáticos (ASHFAQ et al., 2019; HUANG et al., 2019; EUROPEAN COMMISSION, 2019).

Diante disso, este trabalho teve o objetivo de avaliar a ocorrência e remoção de treze contaminantes emergentes em água residuária de suinocultura bruta e tratada por sistema integrado composto por reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB), seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS) e sistema alagado construído de fluxo horizontal subsuperficial (SAC - FHSS) cultivado com capim-tifton 85, verificando-se ainda a qualidade final do efluente e seus possíveis riscos ecológicos para espécies de ambientes aquáticos.

## 2. MATERIAL E MÉTODOS

## 2.1. Local de experimentação

O sistema de tratamento foi instalado e conduzido em escala de laboratório na Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Lavras, Minas Gerais, Brasil (latitude 21°13'45"S, longitude 44°58'31"W), com altitude média de 918 m e clima regional Cwa de acordo com a classificação de Köppen (SÁ JUNIOR et al., 2012).

## 2.2. Descrição do sistema de tratamento integrado

A água residuária da suinocultura (ARS) foi proveniente de uma granja suinícola de ciclo completo localizada em Lavras, MG. Antes das coletas, a ARS passou previamente por uma caixa de retenção de areia seguido de peneiramento, dotado de tela em aço inox 304 com aberturas de 0,5 mm, e medidor de vazão por calha parshall fabricada em poliéster reforçado com fibra de vidro e resina ortoftálica. As coletas foram realizadas a cada 15 dias e a ARS armazenada em galões de 25 litros sob temperatura de 4°C.

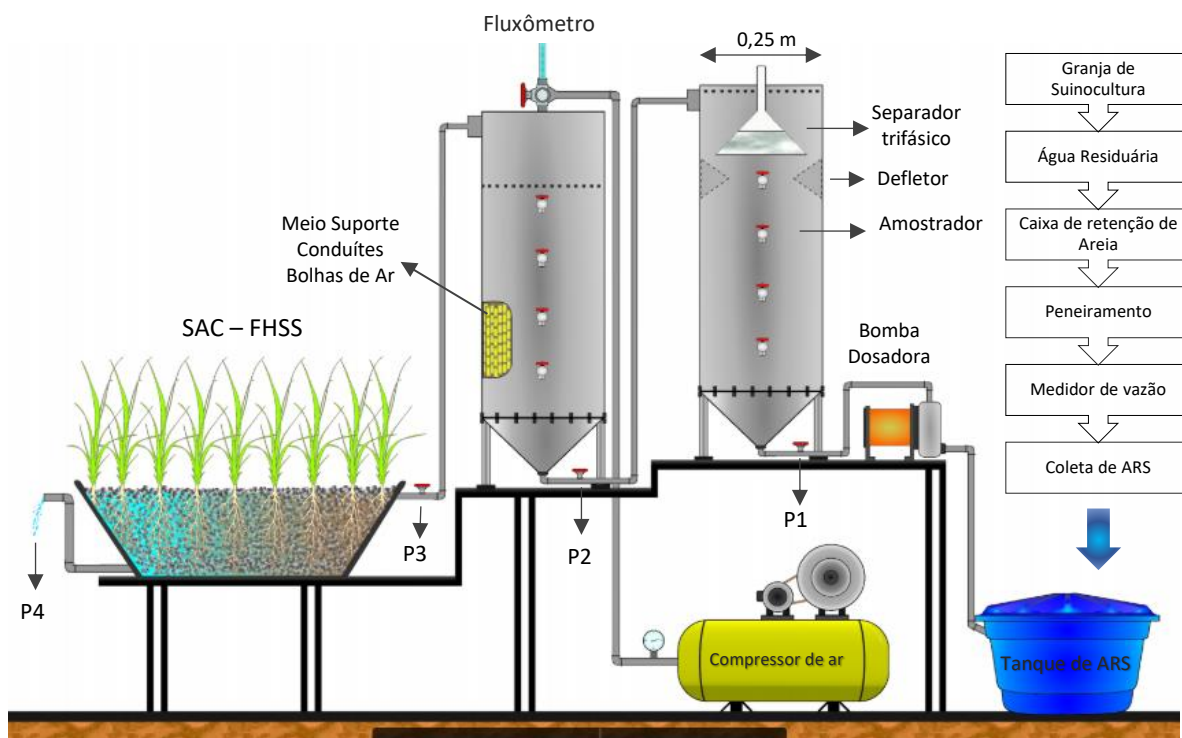
O reator UASB e o FBAS foram projetados em material acrílico com 0,80 m de altura, 0,25 m de diâmetro interno e volume útil de 0,016 m<sup>3</sup>. Como inóculo, foi utilizado lodo advindo de reator UASB da estação de tratamento de efluentes da Universidade Federal de Lavras, apresentando 130,8 g L<sup>-1</sup> de ST, 37,9 g L<sup>-1</sup> de STV, 89,6 g L<sup>-1</sup> de SS e 25,3 g L<sup>-1</sup> de SSV, para inocular o reator experimental, com o objetivo de obter carga orgânica biológica inicial (COB) igual a 0,10 kg kg<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> expressa em termos de [DQO] [STV]<sup>-1</sup>[d]<sup>-1</sup> (CHERNICHARO, 2016), totalizando 0,00423 m<sup>3</sup> de lodo.

O reator FBAS foi preenchido com meio suporte que consistiu de material plástico de construção civil (conduítes) em função de sua rugosidade, praticidade e custo, além de possibilitar maior área superficial de desenvolvimento do biofilme (SÁNCHEZ; MATSUMOTO, 2012) e, portanto, maior capacidade de interação e tratamento entre os microrganismos e a água residuária da suinocultura (ARS). O fornecimento de ar foi realizado com compressor de ar comprimido de capacidade de 14,4 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> e a vazão de ar inserida com médias entre 4 e 6 L min<sup>-1</sup>.

O SAC de escoamento horizontal subsuperficial (SAC – FHSS) utilizado como pós-tratamento dos reatores UASB e FBAS foi montado em estrutura de polietileno prismática, com 0,75 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,3 m de altura, declividade de 0,002 m m<sup>-1</sup>, índice de vazios de 47,5% e nível do efluente mantido a 0,05 m abaixo da superfície do reator, a fim

de evitar possíveis odores e proliferação de insetos, resultando em um volume útil de  $0,047 \text{ m}^3$ . No SAC - FHSS foi cultivado o capim-tifton 85 (*Cynodon ssp*), visto que se trata de uma cultura perene, com alta taxa de crescimento, e capacidade de absorção de nutrientes, resultando em cortes frequentes (ARAÚJO et al., 2018; MATOS et al., 2010). Na Figura 1 demonstra-se a estrutura e fluxograma de todo o sistema de tratamento.

Figura 1 - Fluxograma da instalação experimental composta por reator UASB, FBAS e SAC - FHSS. P1 (Entrada do UASB), P2 (Saída do UASB e Entrada do FBAS), P3 (Saída do FBAS e entrada do SAC - FHSS) e P4 (Saída do SAC - FHSS).



Fonte: Do Autor (2019).

### 2.3. Características ambientais e parâmetros de entrada no sistema

As caracterizações da ARS bruta foram realizadas duas vezes por semana e as principais características físicas, químicas, operacionais dos reatores estão presentes na Tabela 1 (APHA; AWWA; WEF, 2012).

As variáveis meteorológicas utilizadas no monitoramento do reator SAC - FHSS foram obtidas em estação meteorológica automática, instalada na área experimental. Os dados de temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, umidade relativa do ar, velocidade do vento

e precipitação pluviométrica foram coletados diariamente, sendo estes valores submetidos ao *Software Reference Evapotranspiration Calculation* (REF-ET) (ALLEN, 2000), conforme apresentado na Figura 2.

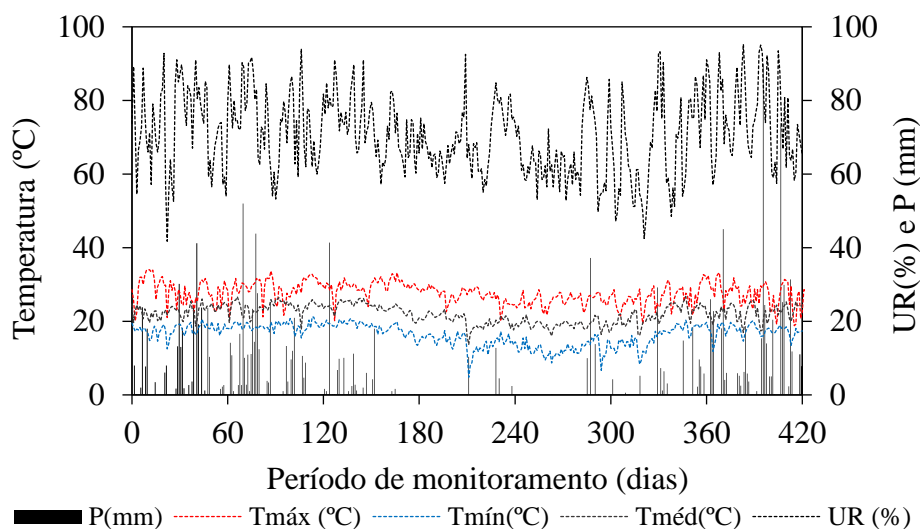
Tabela 1 - Valores médios e desvio padrão das principais características da ARS bruta e características operacionais observadas ao longo das quatro fases avaliadas.

Variáveis	Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4
N	31	39	22	13
pH	6,4 ± 0,4	6,9 ± 0,4	6,7 ± 0,2	6,8 ± 0,3
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	10,33 ± 1,18	10,99 ± 1,44	10,15 ± 0,97	9,88 ± 2,31
DBO (mg L <sup>-1</sup> )	5.806 ± 1.102	7.269 ± 1.315	8.130 ± 1204	8.451 ± 770
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	14.747 ± 3.164	15.901 ± 2.903	14.532 ± 1.903	15.965 ± 2.510
ST (mg L <sup>-1</sup> )	8.853 ± 1.799	10.657 ± 5.184	7.852 ± 1.215	7.631 ± 858
SS (mg L <sup>-1</sup> )	3.585 ± 2.050	5.075 ± 3.261	1.978 ± 968	1.349 ± 1.155
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	578 ± 118	782 ± 229	758 ± 65	687 ± 214
P <sub>T</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	397 ± 149	422 ± 96	329 ± 59	476 ± 284
Vazão UASB/FBAS (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,016 ± 0,0010	0,015 ± 0,001	0,016 ± 0,0025	0,016 ± 0,001
TDH UASB/FBAS (d)	0,975 ± 0,065	1,060 ± 0,094	1,015 ± 0,104	0,976 ± 0,056
COV (kg <sup>-1</sup> de DQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> )	0,962 ± 0,042	2,014 ± 0,068	3,001 ± 0,099	4,036 ± 0,073
Vazão SAC	0,014 ± 0,061	0,013 ± 0,002	0,013 ± 0,001	0,012 ± 0,001
TDH SAC (d)	3,36 ± 0,11	3,54 ± 0,23	3,59 ± 0,19	3,77 ± 0,14
TC <sub>NTK-SAC</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	15,718 ± 10,046	37,499 ± 20,217	70,053 ± 41,464	80,041 ± 32,014
TC <sub>PT-SAC</sub> (kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	13,796 ± 3,744	33,061 ± 6,682	51,244 ± 12,295	67,265 ± 18,067
Temperatura da ARS	25,7 ± 2,3	20,1 ± 2,6	22,40 ± 2,8	23,4 ± 2,3

\*N: n° de amostras; pH: Potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: Demanda química de oxigênio; DQO: Demanda bioquímica de Oxigênio; ST: Sólidos totais; SS: Sólidos suspensos; NTK: Nitrogênio total kjeldahl; P<sub>T</sub>: Fósforo total; TDH: Tempo de detenção hidráulica; COV: Carga orgânica volumétrica de entrada no sistema; TC<sub>NTK</sub> e TC<sub>PT</sub>: taxa de carregamento de nitrogênio total kjeldahl, fósforo total, respectivamente.

Fonte: Do Autor (2019)

Figura 2 - Comportamento de temperatura (T), umidade relativa (UR) e precipitação ao longo do monitoramento.



Fonte: Do Autor (2019)

#### 2.4. Partida do sistema amostragem

O experimento foi conduzido em quatro fases, sendo a primeira representando a partida no reator com carga orgânica volumétrica de  $1,0 \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  durante 163 dias, a segunda com  $2,0 \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  durante 136 dias, a terceira com  $3,0 \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  por 77 dia e a quarta com  $4,0 \text{ kg}^{-1}$  de  $\text{DQO m}^{-3}\text{d}^{-1}$  por 44 dias, contabilizando 420 dias.

A partida do sistema foi realizada no dia 18/10/2017, e a amostragem do afluente e do efluente do reator UASB foi pontual e ocorreu duas vezes por semana, entre às 7 h 00 min e às 7 h 30 min, sendo imediatamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises de Águas Residuárias do Setor de Saneamento Ambiental e Sanitária, do Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento da UFLA.

#### 2.5. Amostragem e métodos analíticos

Para a identificação e quantificação dos CEs em todo o sistema de tratamento, foram coletadas amostras ao longo de cada fase (início, meio e fim) de todos os pontos, totalizando 48 amostragens ao longo dos 420 dias de monitoramento. Os CEs avaliados consistiram em quatro classificações, sendo o fármaco com característica de agente regulador genfibrozila (GEN), o estimulante cafeína (CAF), os anti-inflamatórios ibuprofeno (IBU), paracetamol

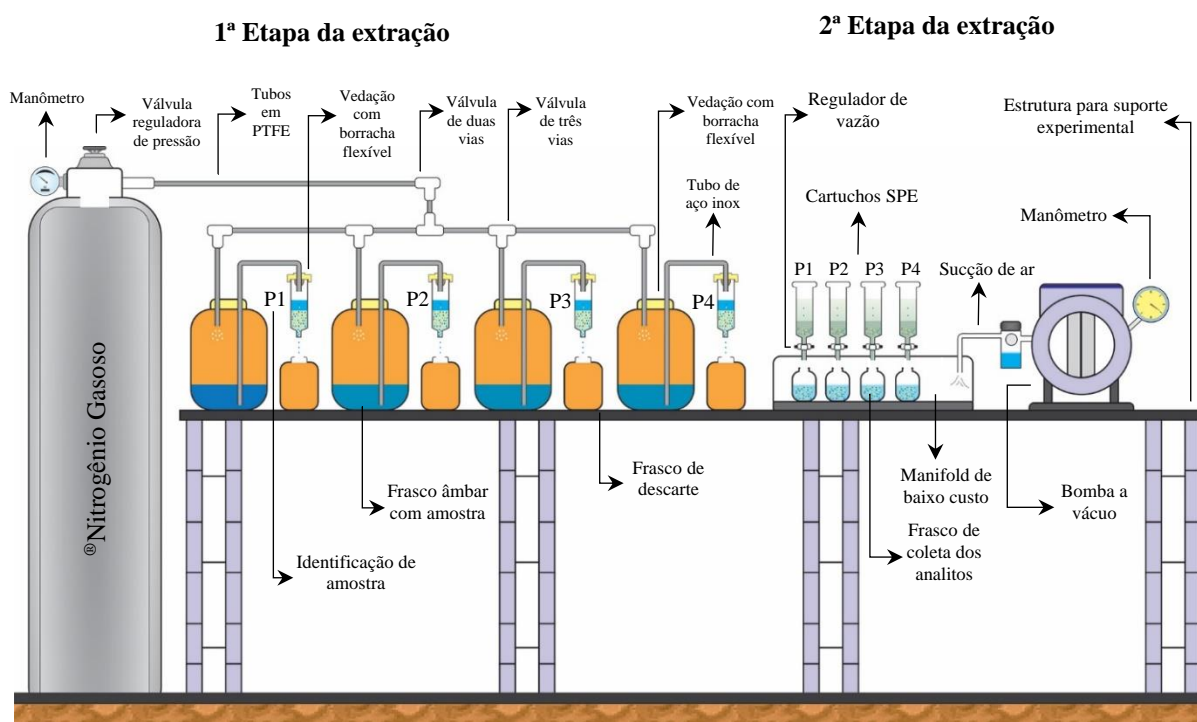
(PAR), naproxano (NAP) e diclofenaco (DIC), e os desreguladores endócrinos estrona (E1), 17 $\beta$ -estradiol (E2), etinilestradiol (EE), bisfenol A (BPA), 4-octilfenos (4OP) e 4-nonifenol (4NP). Todos os padrões dos analitos emergentes foram adquiridas da Sigma-Aldrich (Berlin, Alemanha).

Os procedimentos de preparação das amostras foram realizados da seguinte forma: o volume coletado consistiu de 500 mL, que foram filtrados, sequencialmente, em papel de celulose de 3  $\mu\text{m}$  (80 g m<sup>-2</sup> e 33 cm da Nalgon<sup>®</sup> SP, Brasil), papel filtro microfibra de borossilicato 0,47  $\mu\text{m}$  (53 g m<sup>-2</sup> da Whatman<sup>®</sup>, PA, EUA ) e filtro de seringa em H-PTFE (politetrafluoroetileno hidrofílica) de 0,2  $\mu\text{m}$  (4,08 cm<sup>2</sup> e modelo Millex-Merck<sup>®</sup>, BE, Alemanha). O procedimento de retenção dos analitos de interesse foi realizado por extração em fase sólida (SPE) em cartuchos Strata SAX – 500 mg mL<sup>-1</sup> de trimetilaminopropilsilano (Phenomenex<sup>®</sup>, Torrance, CA, EUA) condicionados com 10 mL de metanol (grau HPLC  $\geq$  99,9%, Sigma-Aldrich, HE, Alemanha) e 10 mL de água ultrapura produzida em um sistema Millipore Milli-Q (vazão de 8 L h<sup>-1</sup>, modelo Milli-Q<sup>®</sup> Direct, Merck<sup>®</sup> BE, Alemanha), como recomendado por Queiroz (2014). Em seguida, 100mL de cada amostra filtrada foi inserida no cartucho e realizada a primeira etapa da extração (retenção dos analitos), mantendo-se um fluxo médio de 5,0 mL min<sup>-1</sup>, exercido por pressão positiva com nitrogênio gasoso (SANSON et al., 2014).

Após passagem e posterior secagem do cartucho, a segunda etapa da extração (remoção dos analitos da coluna) foi realizada com eluição de 10 mL de acetato de etila (grau HPLC  $\geq$  99,8%, Sigma-Aldrich, HE, Alemanha) em um sistema de extração manifold de baixo custo e bomba a vácuo de 1/4 CV e 2,2 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> (Primatec<sup>®</sup>, SP, Brasil). Posteriormente foram secas em fluxo de nitrogênio e encaminhadas para derivatização com piridina e BSTFA - 1% TMCS (N,O-Bis-trimetilsilil trifluoroacetamida, Sigma-Aldrich<sup>®</sup>, HE, Alemanha) e posteriormente submetidas a análise por cromatografia gasosa e espectrometria de massas (GCMS-QP2010 Plus - Shimadzu<sup>®</sup>, Shimadzu Cooperação Analytical & Measuring Instruments Division, KY, Japão) no Laboratório de Caracterização Molecular e Espectrometria de Massas (LCM), localizado no Instituto de Ciências Exatas e Biológicas (ICEB) da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP). Os cálculos de efeito matriz foram realizados segundo a metodologia validada por Sanson (2012). As concentrações finais dos compostos foram calculadas considerando fator de concentração FC = 200 e fator de recuperação (FR) estabelecido por Queiroz (2011): bisfenol A 24,9%, diclofenaco 26,7%, estradiol, 35,4% e etinilestradiol 23,2%. Para os demais compostos utilizou-se FR de 20%.

Na Figura 3 está representado um esquema do procedimento de extração realizado durante o período de monitoramento.

Figura 3 - Estrutura para extração em fase sólida (SPE) de contaminantes emergentes (CEs) de água residuária de suinocultura tratada por reatores sequenciais UASB, FBAS, SAC - FHSS.



P1 (afluente ao UASB); P2 (efluente ao UASB e afluente ao FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao SAC - FHSS). Fonte: Do Autor (2019)

## 2.6. Análises de risco ecológico unitário e da mistura

A avaliação de risco ecológico foi definida com base na estrutura de avaliação de risco ecológico proposta pelo Documento de Orientação Técnica sobre Avaliação de Risco proposto pela Comissão Europeia (VAN LEEUWEN, 2003). Os organismos aquáticos foram selecionados com base nas diretrizes da Comissão Europeia como representantes dos ecossistemas aquáticos.

O quociente de risco (QR) foi usado para avaliar o risco ecológico dos contaminantes emergentes CAF, GEN, IBU, PAR, NAP, DIC, E1, E2, EE, E3, BPA, 4OP e 4NP. Os valores QR foram determinados pela relação dos dados de concentrações ambientais medidos (MEC)



na entrada e saída dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS em relação às concentrações sem efeito previsto de um poluente alvo (PNEC). Os valores PNEC dos CEs foram calculados a partir da metade da concentração máxima efetiva ( $EC_{50}$ ) e concentração letal ( $LC_{50}$ ), relatada na literatura obtidas em estudos toxicológicos para as espécies de ambiente aquático mais sensíveis (CHEN et al., 2019; MARTÍN et al., 2011), em relação a aplicação de um fator de avaliação (AF) de 1000 que leva em consideração as diferentes sensibilidades de um organismo para o outro (VAŠÍČKOVÁ et al., 2019; WRIGHT-WALTERS et al., 2011; VAN LEEUWEN, 2003). Assim, as equações de PNEC (1) e QR (1) são representadas por:

$$PNEC = \frac{EC_{50} \text{ ou } LC_{50}}{AF} \quad (1)$$

$$QR = \frac{MEC}{PNEC} \quad (2)$$

Os cálculos dos quocientes de riscos das misturas dos CEs foram extrapolados de acordo com as análises de interações das misturas (SHAO et al., 2019) e os resultados foram obtidos com a soma das razões MEC/PNEC de cada contaminante, segundo a metodologia proposta por Bundschuh et al. (2014) e expresso pela equação 3.

$$\Sigma QR_{MEC/PNEC} = \sum_{i=1}^n \frac{MEC_i}{PNEC_i} = \frac{MEC_{\text{cafeína}}}{PNEC_i} + \frac{MEC_{\text{ibuprofeno}}}{PNEC_{ii}} + \frac{MEC_{\text{estradiol}}}{PNEC_{iii}} \dots \quad (3)$$

em que:  $MEC_i$  representa a concentração ambiente medida do composto “i” da mistura na água residuária e PNEC as concentrações sem efeito previstas de um poluente alvo.

Para o melhor entendimento da representatividade dos dados de QR sobre as espécies possivelmente impactadas, foi aplicado o critério de avaliação de risco ecológico estabelecido por Verlicchi et al. (2012) e Hernandez et al. (2006), em três níveis:  $RQ < 0,1$  para risco baixo ou mínimo;  $0,1 < RQ < 1,0$  se o risco for médio ou moderado; e  $RQ \geq 1$  quando alto risco.

Foi realizado o cálculo das contribuições dos riscos ecológicos para o efluente de entrada e saída de cada reator, tendo em vista as possibilidades existentes de lançamentos em corpos hídricos nestas condições de uma, duas ou três unidades de tratamentos, como proposto por Vašíčková et al. (2019) e expressada na equação 4.

$$\text{Contribuição (\%)} = \left( \frac{QR_i}{\sum QR_{\text{Reatores}}} \right) \quad (4)$$

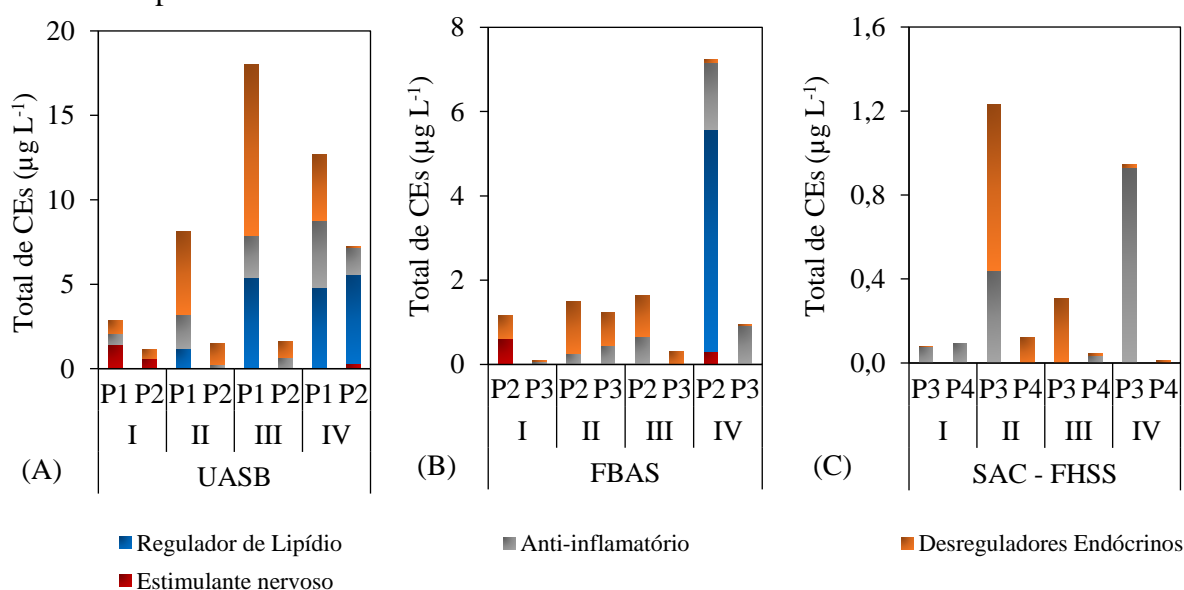
em que:  $QR_i$  representa os riscos ecológicos de cada CE presente na água residuária sobre sua respectiva espécie aquática; e  $\sum QR_{\text{Reatores}}$  são a soma dos riscos do afluente e/ou efluente dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS (P1: afluente do UASB), P2 (efluente do UASB e afluente ao FBAS), P3 (efluente do FBAS e afluente ao SAC - FHSS) e P4 (efluente do SAC - FHSS).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Ocorrência e remoção de contaminantes emergentes nos reatores

A diversidade e composição total dos contaminantes emergentes (CEs), presentes na água residuária de suinocultura tratada nos reatores sequenciais UASB, FBAS e SAC - FHSS, em função das cargas orgânicas aplicadas em cada fase, estão representadas pelo somatório dos CEs, estabelecidos segundo o tipo de classificação farmacológica (Figura 4) com resultados inferiores e superiores aos limites de detecção e quantificação cromatográfica (Tabela 2).

Figura 4 - Soma total e classificação farmacológica dos contaminantes emergentes presentes na entrada e saída dos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS em função de cada fase experimental.



Fonte: Do Autor (2019)

Tabela 2 - Dinâmica de contaminantes emergentes ao longo de quatro fases experimentais tratando água residuária de suinocultura em reatores sequenciais UASB, FBAS e SAC - FHSS.

Fases	PC	Concentração de Contaminantes Emergentes (ng L <sup>-1</sup> )												
		CAF	GEN	IBU	PAR	NAP	DIC	E1	E2	EE	E3	BPA	4OP	4NP
	LD	1,5	0,3	0,4	0,8	0,9	1,9	1,7	0,8	1,7	0,7	0,1	0,4	1,6
	LQ	4,6	0,9	1,3	2,5	2,7	5,8	5,0	2,3	5,2	2,0	0,2	1,1	4,7
I	P1	1447,1	<LD	<LD	649,7	<LD	<LD	<LD	59,1	320,8	<LD	<LD	366,4	<LD
	P2	604,4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	546,5	<LD
	P3	<LD	<LD	72,8	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,4	<LD	<LD
	P4	<LD	<LD	88,0	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
II	P1	<LD	1170,4	59,5	318,9	1685,5	<LD	117,1	<LD	<LD	<LD	145,6	889,3	3728,4
	P2	<LD	<LD	<LD	161,5	89,6	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	93,6	1034,8	123,5
	P3	<LD	<LD	<LD	<LD	440,1	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	792,3	<LD	<LD
	P4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	56,9	<LD	<LD	65,9	<LD	<LD
III	P1	<LD	5408,4	<LD	1216,1	1270,1	<LD	<LD	<LD	1347,2	<LD	29,5	8318,4	405,1
	P2	<LD	<LD	<LD	581,8	71,9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	975,4	<LD
	P3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	308,2	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	P4	<LD	<LD	<LD	36,9	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,3	6,1	<LD
IV	P1	<LD	4790,7	<LD	3619,9	388,1	<LD	437,5	245,9	<LD	<LD	1877,1	1292,7	<LD
	P2	311,4	5268,1	326,3	699,6	562,3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	65,8	14,1	<LD
	P3	<LD	<LD	<LD	930,3	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	14,3	<LD	<LD
	P4	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	13,7	<LD	<LD

PC: Pontos coletados; P1 (afluente ao UASB); P2 (efluente ao UASB e afluente ao FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao SAC - FHSS); CAF: cafeína; GEN: Genfibrozila; IBU: ibuprofeno; PAR: paracetamol; NAP: naproxeno; DIC: diclofenaco; E1: estrona; E2: estradiol; EE: etinilestradiol; E3: estriol; BPA: bisfenol A; 4OP: 4-octilfenol; 4NP: 4-nonilfenol; LD: limite de detecção; LQ: limite de quantificação.

Fonte: Do Autor (2019)

As diferentes fases experimentais aplicadas ao sistema durante os 420 dias de monitoramento, estabelecida com a aplicação das cargas orgânicas a partir de ARS de 1,0, 2,0, 3,0 e 4,0 kg<sup>-1</sup> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO promoveram mudanças consideráveis nas concentrações dos CEs e em sua classificação nos reatores, havendo destaque para os desreguladores endócrinos (DEs), regulador lipídico (RL) e anti-inflamatório (AINF) nos reatores UASB, FBAS e SAC - FHSS,

respectivamente, e redução da diversidade de compostos, principalmente no SAC - FHSS em relação ao UASB (Figuras 4A, 4B e 4C). De fato, as características e a qualidade da água da ARS flutuaram muito não somente com as cargas orgânicas, nas mudanças de fases, mas também, provavelmente, quanto aos tipos de alimentos fornecidos para suínos em função das etapas de desenvolvimento, visto que a granja se caracteriza como de ciclo completo, e também de medicamentos veterinários contra profilaxias de filhotes e matrizes, e eficiências ocorridas nos reatores (COLPOYS et al., 2019; CHENG et al., 2018b; EBELE et al., 2017). Além disso, Zheng et al. (2018) apontam que a rotina de trabalho estabelecida nas granjas suínas podem servir de ponto de estresse dos operadores e, portanto, podendo vir a reduzir a efetividade na aplicação rotineira de medicamentos e rações, influenciando, mesmo que indiretamente, nas concentrações dos CEs presentes nas ARS (WANG et al., 2019).

Dentro da classificação de estimulante nervoso, foram constatadas eficiências de 58,2% em P2 (efluente do UASB) e de 99% (comparado com o valor de LD) em P3 (efluente do FBAS), ambos para a CAF na fase I. A remoção do regulador lipídico GEN foi estabilizada unicamente no reator UASB, entre as fases I e III, configurando-se eficiente em 99,5% e limitando-se a detecção e quantificação cromatográfica para as demais fases e reatores (Tabela 4), configurando-se superiores aos resultados de remoção de 23% de GEN encontrado por Gallardo-Altamirano et al. (2019) tratando esgoto doméstico por reator híbrido com câmaras anaeróbias, anóxicas e aeróbias na Espanha. Nivala et al. (2019) e Chtourou et al. (2018) associam a estabilização de CAF em sistemas de tratamentos de águas residuárias a sua característica hidrofílica ( $\log K_{ow} < 3,2$  a um  $pH = 7$ ), que potencializa o tempo de contato e otimiza os efeitos da biodegradação (ANUMOL et al., 2016).

Por se tratar quimicamente de um ativador metabólico da classe metilxantina, a presença de CAF na ARS da presente pesquisa (Tabela 4), pode estar associado, possivelmente, a etapa de fertilização das matrizes, sendo este composto utilizado para otimizar o vigor, linearidade de movimento, retidão e motilidade progressiva espermática pelo aumento da adenosina monofosfática cíclica (AMPc) e adenosina trifosfato (ATP), como destacado por Pereira et al. (2019); Dearlove et al. (2018); e Nabavi et al. (2013). Outra possibilidade é o uso de resíduos do processamento do café para alimentação suína em função do considerável teor de proteína bruta e baixa concentração de fibras, no caso de resíduos sem pergaminho (SEO et al., 2015; CARVALHO et al., 2011).

O composto GEN, por ser específico para humanos, consumido como regulador lipídico com influência no colesterol (CESTARI et al., 2019), na presente pesquisa, sua identificação

pode estar ligada a duas vertentes: a primeira vincula-se ao processo inicial de inoculação do reator UASB com lodo obtido de uma unidade anaeróbia pertencente ao sistema de tratamento de esgotos domésticos da Universidade Federal de Lavras/UFLA/MG/Brasil, em que possivelmente esse composto pode estar adsorvido no lodo ( $\log K_{ow} = 4,77$ ). Ou ainda estar presente, mesmo que em baixas concentrações, dissolvida no efluente e, portanto, menos sujeito a atividade de biodegradação (GRENNI et al., 2013). Por outro lado, a segunda vertente remete à possibilidade de lançamento de esgoto doméstico produzido na granja suína no sistema de tratamento de ARS local, tendo em vista que as granjas suínas estão localizadas longes das redes coletoras de esgotos e, portanto, precisam ser destinados corretamente.

Os medicamentos anti-inflamatórios não esteroidais (AINF), amplamente utilizados para várias doenças em todo mundo, identificados na pesquisa foram ibuprofeno (IBU), paracetamol (PAR), naproxeno (NAP) e diclofenaco (DIC). Em função da instabilidade da fase I em todos os reatores, o sistema não removeu o composto IBU, resultando em um efluente com  $88,0 \text{ ng L}^{-1}$  ao final do SAC - FHSS. Porém, a remoção foi superior a 95% na fase IV após tratamento aeróbio com o reator FBAS (Tabela 4), condição também observada com o composto PAR ( $6,1 \text{ ng L}^{-1}$ ). O composto NAP foi encontrado somente com as aplicações das cargas de 2, 3 e  $4 \text{ kg}^{-1} \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO, constatando remoção média de 94,5% e  $80,7 \text{ ng L}^{-1}$  de NAP no reator UASB entre as fases II e III. Entretanto, a remoção total só houve após o tratamento no reator aerado FBAS (fase III e IV) e no SAC - FHSS (fase II), ambos com eficiência acima de 95% e concentração final inferior ao limite de detecção cromatográfico (Tabela 4). Assim, como na presente pesquisa, Ejhed et al. (2018) constataram em ETEs descentralizadas com unidades anaeróbias eficiências de remoção significativamente maiores para a cafeína (57-97%), que é provavelmente devido à alta biodegradabilidade de sua estrutura química, assim como eficiências significativas para NAP (47-81%), IBU (43-97%) e BPA (60-75%).

O aumento das concentrações dos contaminantes GEN, IBU, PAR e NAP, observadas no efluente pós-tratamento de algumas unidades, pode estar associado a erros metodológicos na amostragem, tendo em vista que não se levou em consideração o tempo de residência dos compostos, o que pode gerar um falso positivo na concentração dos CEs na água residuária. A hipótese é corroborada por Tran et al. (2018) e enfatizado por Lancheros et al. (2019) que condicionaram essa ideia à discussão na remoção de IBU e NAP em SAC - FHSS cultivados com *Cyperus ligularis* no tratamento de esgotos domésticos a uma vazão de  $18 \text{ L d}^{-1}$  e TDH de 2,5 dias. Archer et al. (2017) ainda afirma que os metabólitos conjugados podem ser convertidos à suas composições originais por processos bióticos ou abióticos nas plantas de tratamento,

levando a maiores concentrações nos efluentes de ETEs. Por outro lado, as concentrações de NAP mostraram-se menores após cada etapa do processo, evidenciando uma efetiva eliminação desse contaminante.

Embora não se tenha detectado concentrações de DIC acima dos limites LD e LQ, ressalta-se que este composto é aplicado em suínos e bovinos, atuando de forma associadas a outros fármacos, como a oxitetraciclinas no combate a infecção, dor e inflamação em suínos (LEI et al., 2017; MESTORINO et al., 2007). O DIC é um composto ácido, com estrutura estável, de difícil degradação microbiana e que pode apresentar 20% mais chance de ser estabilizado em reatores aerados (EJHED et al., 2018; MALMBORG; MAGNÉR, 2015). Além disso, Huang et al. (2015) afirmam que, assim como utilizado no presente estudo, SACs de escoamento horizontal e subsuperficial são usados com mais frequência na remoção de CEs, muito embora os de fluxo verticais sejam mais eficientes e confiáveis para a remoção de diclofenaco, o ibuprofeno, o naproxeno, o ácido salicílico e a cafeína.

As elevadas remoções de IBU e PAR podem ser justificadas em função das reduzidas concentrações afluentes ao sistema, e principalmente pelas características de biodegradabilidade em condições aeróbias (HAMANN et al., 2016). Ademais, outros fatores podem ter efetividade na dinâmica desses compostos em ETEs, como o comportamento de atividades microbiológicas, responsáveis pela estabilização de várias compostos de CEs, as condições de pH (valores entre 7 e 8 no reator pode potencializar a característica aniônica de compostos como GEN, DIC, IBU e NAP, e, portanto, os tornam mais sujeitos aos mecanismos de biodegradabilidade), temperatura (IBU e DIC mostraram-se biodegradáveis por bactérias nitrificantes, mesmo em baixas temperaturas, como 12°C), metais pesados (a presença de  $Mn^{4+}$  e  $Fe^{+3}$  pode otimizar a remoção de NAP em condições anaeróbias de tratamento) e tempo de detenção hidráulica e de sólidos (maiores tempos podem otimizar a diversificação microbiana e melhorar o contato entre sólidos e CEs), dentre outros (KASONGA et al., 2019; WUST et al., 2019; EJHED et al., 2018; BLUM et al., 2017; HUANG et al., 2015; MATAMOROS et al., 2015; GRENNI et al., 2013).

Dentro da classificação de DEs na pesquisa, a aplicação de cargas orgânicas não tiveram significativas influências na qualidade estrogênica afluente ao sistema, detectando-se as maiores concentrações de hormônios naturais obtidas na entrada do UASB (P1), com 437,5 e 245,9 ng L<sup>-1</sup> de estrona (E1) e 17β estradiol (E2), respectivamente, ambos na fase IV, e de 1347,2 ng L<sup>-1</sup> de etinilestradiol (EE) em P1 na fase III, sendo estas concentrações estabilizadas, resultando em eficiências superiores a 95% de remoções e concentrações estrogênicas efluentes

ao reator inferiores aos LD e LQ, como observado na Tabela 4. Fang et al. (2019) obtiveram concentrações de E2 de  $35,1 \pm 17,3$  e eficiências entre 6,4 e 63,0% em sistema de lodos ativados híbridos com vazão de  $18.500 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ . Por outro lado, Moya-Llamas et al. (2018) constataram eficiências crescentes de 43,5% para 89,4% de E2 com a redução de cargas orgânicas de 0,67 para  $0,11 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO tratando água residuária sintética, além disso, a adição de um reator aerado, como pós-tratamento do UASB, potencializou a remoção de E1 e E2 acima de 92%.

A conversão de CEs originais ativos aos seus conjugados é uma realidade em sistemas de tratamento de águas residuárias e está relacionada à elevadas eficiências nas ETEs (BROWN; WONG, 2018). Porém, Blair et al. (2015) afirmam que os conjugados, pela ação enzimática bacteriana em águas residuárias brutas ou tratadas, conseguem converter estes às estruturas ativas originais, tornando-se fontes possíveis de contaminações de rios, lagos ou solos, mesmo após tratamento. Estas condições são observadas na presente pesquisa, em que foram detectadas concentrações de E1 na saída do reator FBAS na fase IV ( $308,2 \text{ ng L}^{-1}$ ) e de E2 na saída do reator SAC - FHSS na fase III ( $56,9 \text{ ng L}^{-1}$ ), mesmo não havendo detecções dos compostos na entrada do sistema (Tabela 4). Liu et al. (2015) ressaltam que há duas razões para dar maior atenção aos conjugados de estrogênio com potências fracas. Na primeira, os conjugados de estrogênio podem causar danos irreversíveis o meio ambiente, principalmente em funções reprodutivas de mamíferos, aves, peixes, répteis, anfíbios e invertebrados aquáticos (BHANDARI et al., 2015; LAFONT; MATHIEU, 2007). A segunda reforça que os conjugados de estrogênio, em águas residuárias brutas podem indicar uma subestimação da remoção de ETEs em estrogênios naturais, que é um aspecto importante de ser avaliados, porém, normalmente é negligenciado.

As concentrações de BPA, 4OP e 4NP foram detectados de forma variada em todos os pontos coletados, havendo aumento de eficiência no UASB de 35,7 para 96,5% com o aumento das cargas orgânicas de 1,0 (fase I) para  $4,0 \text{ kg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$  de DQO (fase IV), respectivamente. Na condição da fase IV, houve redução entre todas unidades de tratamentos, observando-se concentrações de 1877,1 e  $13,7 \text{ ng L}^{-1}$  de BPA no UASB e SAC - FHSS, respectivamente, e eficiência global de 99,2%. Zhang et al. (2014) encontraram concentrações de BFA variando entre 91 e  $331 \text{ ng L}^{-1}$  em diferentes matrizes, e encontrando eficiências entre 60 e 70% em sistema anaeróbio seguido de aeróbio.

Deve ser destacado que as concentrações remanescentes de 65,9, 1,3 e  $13,7 \text{ ng L}^{-1}$  nas fases II, III e IV, respectivamente, observadas na saída do SAC - FHSS (P4) (Tabela 4), são

agravantes, tendo em vista que o BFA é identificado como um composto de alto perigo e muito tóxico aos peixes, crustáceos e vários invertebrados, mais que isso, em humanos estão associados ao câncer, diabetes, disfunções neurais e alterações espermáticas, maturação sexual precoce em mulheres, obesidade, imunodeficiência, dentre outras (OMAR et al., 2019; European Commission, 2018), indicando que aprimoramentos em sistemas completos são necessários e pertinentes a fim de otimizar a remoção destes compostos, principalmente em função da tendência de maior consumo destes produtos.

As concentrações de 4OP foram incrementadas ao passar pelo reator UASB e, portanto, constando eficiências negativas de 32,9 e 14,1% entre as fases I e II, respectivamente. Esta condição, possivelmente, está associada a um aumento das concentrações de alquifenóis na água residuária bruta, tendo em vista que este composto faz parte da constituição dos detergentes utilizados na limpeza das baias suínas, que ao serem biodegradados, aumentam as concentrações de compostos metabólitos, como 4OP (SALGUEIRO-GONZÁLEZ et al., 2017). Com a aplicação das cargas de 3,0 (fase III) e 4,0 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO (fase IV) houve efeitos inversos, constatando-se eficiências positivas entre 88,3 e 98,9% no UASB e superior a 92% no FBAS (concentração P3 inferior ao LD e LQ). A presença de 4NP somente foi detectada nas fases III e IV, sendo o reator UASB responsável pela estabilização de mais de 96% do composto e concentração de saída de 123,5 ng L<sup>-1</sup> (fase III) e inferior a LD (fase IV). Porém, a estabilização completa só foi conseguida no reator aerado FBAS com concentração efluente inferior ao LD e LQ (Tabela 4). Bina et al. (2018) afirmam que os compostos derivados dos alquifenóis originais, como os 4NP e 4OP, podem ser removidos mais intensamente através da adsorção (log K<sub>ow</sub> = 4,48), resultando em eficiências consideráveis com médias de 90% em lodos ativados seguidos de SAC - FHSS tratando água residuária de bovinocultura.

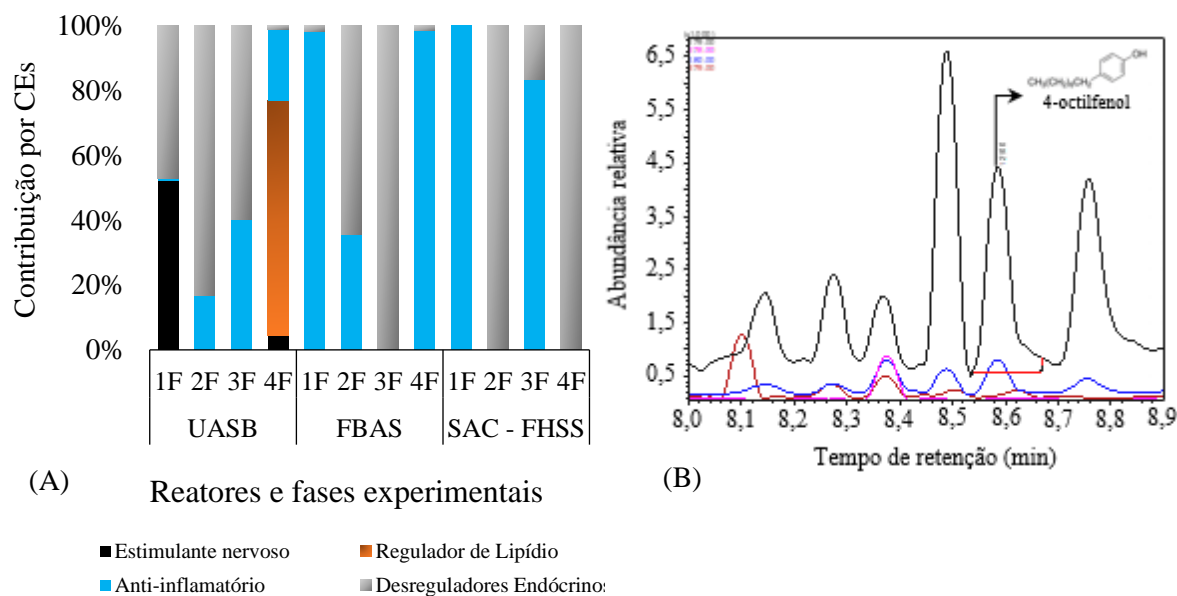
### **3.2. Descargas dos contaminantes emergentes (CEs) nos reatores**

Na Figura 5A estão as contribuições dos reatores de tratamento para a descarga de CEs na água residuária efluente de cada reator por fases, tendo em conta a concentração de cada



composto e as vazões medidas, enquanto que na Figura 5B é exposta a representação e quantificação cromatográfica aplicada em todos compostos e exemplificada pelo 4-octilfenol.

Figura 5 - Contribuição de cada reator para a descarga total de contaminantes emergentes em quatro fases experimentais (A), e representação da quantificação cromatográfica aplicada em todos compostos e exemplificada pelo 4-octilfenol (B).



Fonte: Do Autor (2019)

Esses resultados evidenciam que, apesar da capacidade do sistema em remover CEs ativos presentes na ARS, ainda assim, as descargas remanescentes podem causar poluição ambiental grave e riscos à saúde humana, poluição dos corpos hídricos e do solo, aumento da resistências bacterianas a antibióticos e agravamentos de riscos de atividade estrogênica sobre espécies de ambiente aquático (CHENG et al., 2018b); e, portanto, é necessário a otimização das formas de tratamentos para mitigar seus efeitos, principalmente quanto aos seus conjugados (BROWN et al., 2018; LIU et al., 2015), não avaliados na presente pesquisa. Além disso, observa-se na Figura 5A que os DEs foram os compostos que mais persistiram no sistema, havendo representatividade superior a 47% no reator UASB, entre as fases I e III, e de 100% nas descargas finais nos reatores FBAS e SAC - FHSS.

A capacidade de contribuição de CEs por descargas de ETEs pode ser influenciada por diversos fatores, como o tipo de água residuária e matrizes ambientais, tendo em vista que os suínos podem contribuir, no efluente bruto com as excreção diárias, com 18,2 mg d<sup>-1</sup> de antibióticos (ZHOU et al., 2011) e massa total de hormônios estrogênicos entre 0,1 a 2,3 mg d<sup>-1</sup>

<sup>1</sup> por suíno, ambas excreções, principalmente pela urina (98-99%), que é ao menos dez vezes maior ao excretado por um humano (ZHANG et al., 2014).

### **3.3. Análise de fluxo de massa dos CEs no sistema UASB, FBAS, SAC - FHSS**

A determinação dos fluxos de massas ( $\mu\text{g d}^{-1}$ ) dos CEs, no sistema avaliado, foi realizada de acordo com a massa do poluente e as vazões médias de cada reator, considerando-se ainda que esses resultados representam as condições de equilíbrios alcançadas ao final de cada fase e observada pela manutenção média da DQO na entrada do reator UASB, evidenciando, portanto, uma condição de fluxo de massa mínimo de CEs no sistema. Assim, os resultados estão presentes na Tabela 3.

Tabela 3 - Fluxos de massa ( $\mu\text{g d}^{-1}$ ) de contaminantes emergentes em água residuária de suinocultura tratada em reatores sequenciais UASB, FBAS e SAC - FHSS durante quatro fases experimentais.

Fases	Fluxos de massa de CEs ( $\mu\text{g d}^{-1}$ )					$\Sigma\text{CEs}_{\text{Total}}$
	Pontos	Estimulante nervoso	Regulador de Lipídio	Anti-Inflamatório	Desreguladores Endócrinos	
I	P1	24,3	-	10,9	12,6	47,8
	P2	9,4	-	0,1	8,5	18,1
	P3	-	-	1,3	0,02	1,3
	P4	-	-	1,3	-	1,3
	$\Sigma_{\text{Total}}$	33,8	0,0	13,6	21,1	68,5
II	P1	-	17,2	30,2	71,5	118,9
	P2	-	-	3,8	19,0	22,8
	P3	-	-	7,3	13,1	20,4
	P4	-	-	-	1,7	1,7
	$\Sigma_{\text{Total}}$	0,0	17,2	41,3	105,3	163,8
III	P1	-	94,0	43,2	175,5	312,7
	P2	-	-	10,6	15,8	26,4
	P3	-	-	-	0,5	0,5
	P4	-	-	0,5	0,1	0,6
	$\Sigma_{\text{Total}}$	0,0	94,0	54,3	191,9	340,2
IV	P1	-	80,4	67,2	64,7	212,3
	P2	5,2	88,4	26,6	1,3	121,6
	P3	-	-	14,3	0,2	14,5
	P4	-	-	-	0,2	0,2
	$\Sigma_{\text{Total}}$	5,2	168,7	108,1	66,4	348,5

I, II, III e IV: 1, 2, 3 e 4  $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$  de DQO, respectivamente; P1 (afluente do UASB); P2 (efluente do UASB e afluente FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao do SAC - FHSS).

Fonte: Do Autor (2019)

Os dados evidenciam que o sistema teve a capacidade de assimilar os fluxos de massas crescentes de estimulante nervoso (EN), regulador de lipídio (RL), anti-inflamatório (AINF) e desreguladores endócrinos (DEs), como observado na Tabela 3. Durante cada fase, os maiores

fluxos foram associados ao afluente do UASB (P1), constatando-se valores de 12,6 a 175,5  $\mu\text{g d}^{-1}$  de DE nas respectivas fases I e III, enquanto que na fase IV (4  $\text{kg m}^{-3} \text{d}^{-1}$  de DQO) foram identificadas 67,2  $\mu\text{g d}^{-1}$  de AINF. Além disso, houve incremento total médio do fluxo de CEs entre 51 e 58% entre as fases I e III, respectivamente, e sendo reduzido a cerca de 2% na fase IV, provavelmente em função da redução na concentração total de CEs na entrada do sistema, que foi de 212,3  $\mu\text{g d}^{-1}$  e representou 32% a menos em relação a entrada da fase anterior (Tabela 3). He et al. (2019) afirmam que o contingente de fluxo de massa em ETEs está associado a abrangência de captação de águas residuárias, o que é constatado com as descargas de até 6,6  $\text{g d}^{-1}$  de E1 em rios das províncias chinesas de Jilin e Songyuan, resultados muito superiores aos encontrados na presente pesquisa.

A persistência dos compostos entre as unidades e em todo o sistema de tratamento, representados por  $\Sigma\text{CEs}_{\text{Total}}$  (Tabela 3), podem estar associadas à características recalcitrantes de alguns compostos (BAI; ACHARYA, 2019; GRUHLIK et al., 2018), mudanças no comportamento de estabilidade dos reatores, como alterações momentâneas de vazões de entrada no reator UASB observadas em função de picos de energia sobre o sistema de bombeamento de ARS e de fornecimento de oxigênio no reator FBAS, alterações de cargas orgânicas (VELÁZQUEZ et al., 2017) e tempo de meia vida, a exemplo do gemfibrozil e ibuprofeno que possuem 15 h em média (PETRIE et al., 2015). No geral, em uma avaliação muito conservadora quanto às condições de equilíbrio alcançadas ao final de cada fase e considerando os 420 dias de monitoramento, o sistema integrado UASB-FBAS- SAC - FHSS foi capaz de remover 0,9 kg de CEs.

### **3.4.Risco ecológico da ARS nos pontos de coletas**

As cargas poluentes dos CEs, presentes no efluente de saída de cada reator nesta pesquisa, mesmo que pequena, foram submetidas a uma avaliação conservadora de risco ecológico com espécies de ambiente aquático, considerando a possibilidade do lançamento dos efluentes em corpo hídrico superficial, utilizando para isso os parâmetros de concentração efetiva de toxicidade aguda de 50% ( $\text{EC}_{50}$ ) relatados na literatura e aplicados para o cálculo das concentrações previstas sem efeito (PNEC), que estão presentes na Tabela 4. Os valores dos quocientes de riscos ecológicos (QR) estão demonstrados nas Figuras 6A e 6B.

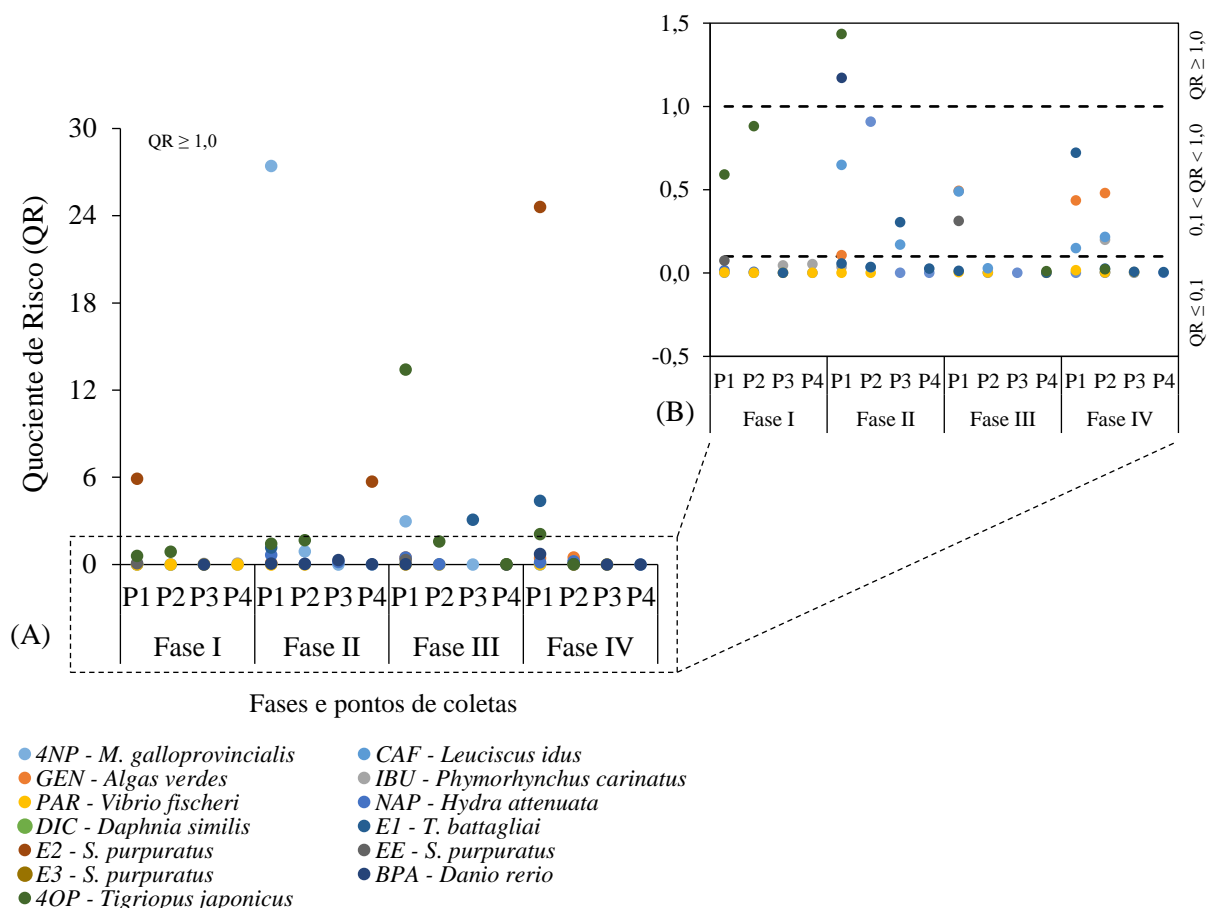
Tabela 4 - Dados de ecotoxicidade aplicados no cálculo do PNEC para estudos de risco ecológicos ocasionados por água residuária de suinocultura.

Classificação	Composto	Espécies avaliadas	Teste	V <sub>Ecotox</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	PNEC (µg L <sup>-1</sup> )
Estimulante nervoso	Cafeína	<i>Leuciscus idus</i>	CE <sub>50</sub> (96 h) <sup>a</sup>	87,5	87,5
Regulador Lipídico	Genfibrozila	<i>Algas verdes</i>	CE <sub>50</sub> (96 h) <sup>b</sup>	11,0	11,0
	Ibuprofeno	<i>Phymorhynchus carinatus</i>	CE <sub>50</sub> (72 h) <sup>c</sup>	1,7	1,7
Anti-inflamatório	Paracetamol	<i>Vibrio fischeri</i>	CE <sub>50</sub> (15min) <sup>d</sup>	234,0	234,0
	Naproxeno	<i>Hydra attenuata</i>	CE <sub>50</sub> (96 h) <sup>e</sup>	2,6	2,6
	Diclofenaco	<i>Daphnia similis</i>	CE <sub>50</sub> (48 h) <sup>f</sup>	46,0	46,0
	Estrona	<i>Tisbe battagliai</i>	LC <sub>50</sub> (10d) <sup>g</sup>	0,1	0,1
	17β-Estradiol	<i>S. purpuratus</i>	LC <sub>50</sub> (96 h) <sup>h</sup>	0,001	0,001
Desreguladores Endócrinos	Etinilestradiol	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	EC <sub>50</sub> (7 d) <sup>i</sup>	4,3	4,3
	Estriol	<i>S. purpuratus</i>	CE <sub>50</sub> (96 h) <sup>j</sup>	1,5	1,5
	Bisfenol-A	<i>Danio rerio</i>	EC <sub>50</sub> (96 h) <sup>k</sup>	3,6	2,6
	4-octilfenol	<i>Tigriopus japonicus</i>	LC <sub>50</sub> (48 h) <sup>l</sup>	0,6	0,6
	4-nonilfenol	<i>M. galloprovincialis</i>	LC <sub>50</sub> (48 h) <sup>m</sup>	0,1	0,1

VEcotox: valores de ecotoxicidade; PNEC: concentrações previstas sem efeito; <sup>a</sup>Park (2005); <sup>b</sup>Fabbri et al. (2017); <sup>c</sup>Castro et al. (2014); <sup>d</sup>García et al. (2016); <sup>e</sup>Quinn et al. (2008); <sup>f</sup>Castro et al. (2014); <sup>g</sup>Hutchinson et al. (1999); <sup>h</sup>Roepke et al. (2005); <sup>i</sup>Jukosky et al. (2008); <sup>j</sup>Roepke et al. (2005); <sup>k</sup>Bakos et al. (2019); <sup>l</sup>Marcial et al. (2003); <sup>m</sup>Tato et al. (2018).

Fonte: Do Autor (2019)

Figura 6 - Quociente de risco ecológico unitário dos CEs para as espécies avaliadas em relação à água residuária de suinocultura coletado na entrada e saída de cada reator do sistema integrado UASB, FBAS e SAC - FHSS.



P1 (afluente do UASB); P2 (efluente do UASB e afluente FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao do SAC - FHSS).

Fonte: Do Autor (2019)

De todos os compostos avaliados, 21,3% apresentaram QR superior a 1,0 e foram mais influenciados pela qualidade da ARS de entrada do sistema através do reator UASB em P1, além disso, houve redução de QR ao longo das unidades de tratamentos (Figura 6A e 6B). Os destaques dos altos potenciais de contaminação neste estudo estão associados aos compostos E2 (5,9) na fase I, E1 (1,2) e 4OP (1,4) na fase II, 4NP (2,9) e 4OP (13,4) na fase III, e 4OP (2,1), E1 (4,4) e E2 (24,6) na fase IV (Figuras 5A e 5B). Os riscos médios ( $0,1 < QR < 1,0$ ) compreenderam 26,2% dos dados, sendo os maiores riscos associados ao 4OP (0,8) e 4NP (0,9)

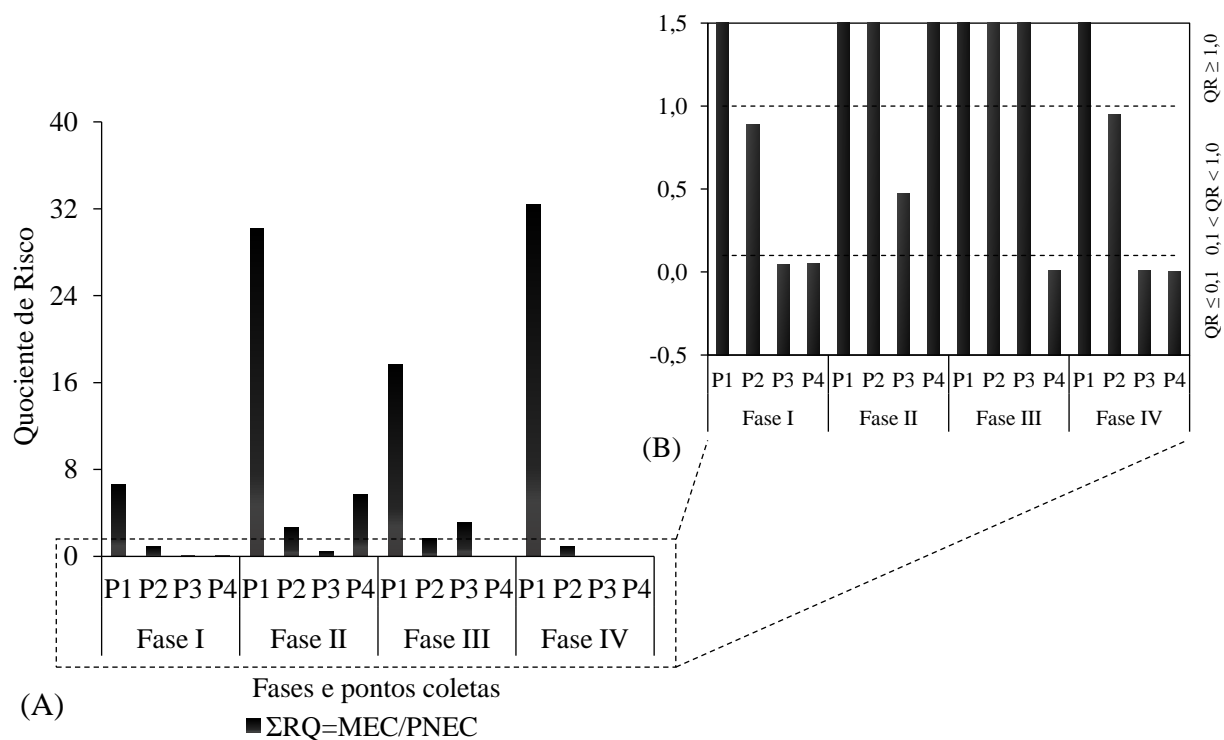
efluente do UASB e associadas às espécies *Tigriopus japonicus* e *M. galloprovincialis*, respectivamente.

Para o efluente gerado pelo reator aerado FBAS na fase II, houve risco médio com intensidade para o BFA (QR = 0,3) e NAP (QR = 0,2) sobre as espécies peixe-zebra (*Danio rerio*) e cnidário (*Hydra attenuata*). A manutenção e redução dos potenciais de riscos ecológicos foram otimizadas pelo SAC - FHSS com o aumento das cargas orgânicas aplicadas de 1,0 a 4,0 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> de DQO para a maioria dos compostos CEs, com exceção do composto E2 que resultou em QR de 5,7 em P4 (fase II). Essa condição foi semelhante a observada por Fang et al. (2019), indica que o lançamento do efluente tratado, nesta condição, ultrapassou a concentração previstas sem efeitos tóxicos de 1,0 ng L<sup>-1</sup> e tornou-se passível de ocasionar alterações em embriões de *Strongylocentrotus purpuratus*. Enquanto que Wee et al. (2019) e Huang et al. (2019) evidenciam que compostos como BFA e os hormônios E2 e EE2 (17 $\alpha$ -etinilestradiol) apresentam maiores riscos potenciais que outros desreguladores endócrinos em função de sua maior estabilidade em ambiente aquático. Yuan et al. (2018) alertam que altas concentrações de CEs, como os fármacos e estrógenos, podem afetar gravemente as atividades microbiológicas responsáveis pelas estabilizações de compostos orgânicos e nutricionais.

Damkjaer et al. (2018) afirmam que mesmo a exposição a águas residuárias com reduzidas concentrações de estrógenos, entre 0,1 - 4,2 ng L<sup>-1</sup>, podem interferir nas atividades endócrinas normais de peixes e animais selvagens, causando impactos adversos na reprodução e desenvolvimento das espécies.

Embora os efeitos das concentrações dos CEs presentes na ARS tratada ao final do sistema possam ser estimados e, portanto, ser utilizado como critério para um detalhamento ou averiguação dos possíveis impactos sobre espécies de ecossistemas aquáticos, Česen et al. (2019) afirmam que é preciso levar em consideração as misturas dos diversos compostos que compreendem os CEs quando lançados em corpos hídricos, tendo em vista que os cálculos aplicados individualmente para cada composto podem não apresentar a precisão esperada. Diante disso, foi realizada uma investigação sobre os efeitos de QR da mistura total (QR = MEC/PNEC) para a qualidade da água residuária quanto os CEs de entrada e saída de cada reator (Figura 7), demonstrando, além disso, as contribuições de cada CE para o risco total (Figuras 8).

Figura 7. Quociente de risco ecológico da mistura dos CEs para as espécies avaliadas através das águas residuária de suinocultura coletado na entrada e saída de cada reator do sistema integrado UASB, FBAS e SAC - FHSS.

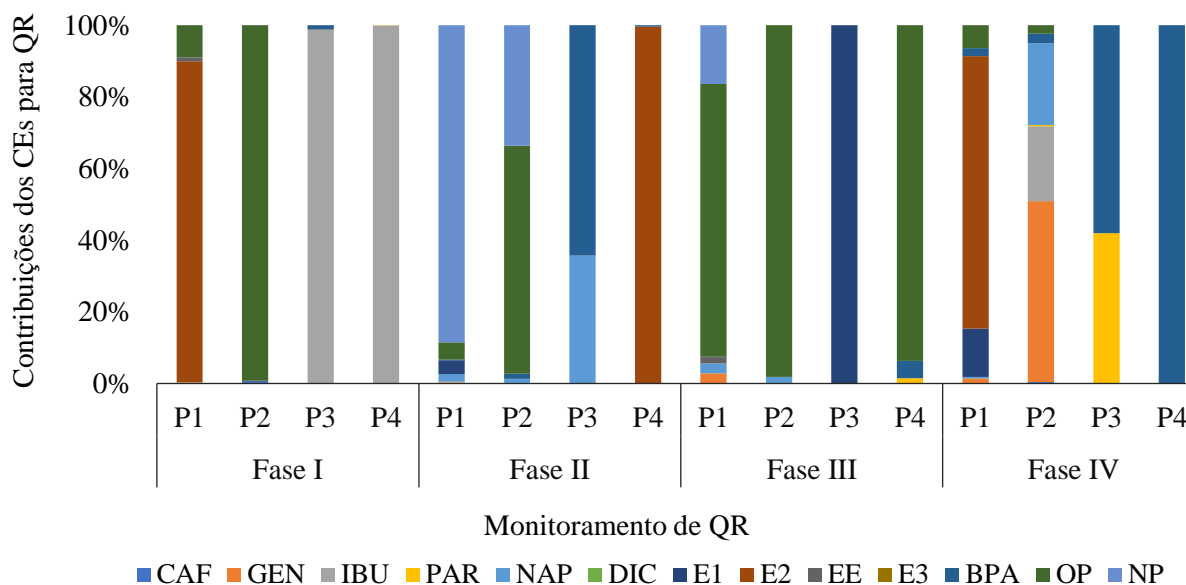


P1 (afluente do UASB); P2 (efluente do UASB e afluente FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao do SAC - FHSS).

Fonte: Do Autor (2019)



Figura 8 - Contribuição (%) de todos os CEs para o risco de toxicidade ( $RQ = MEC/PNEC$ ) para os organismos de ambiente aquático sujeito as descargas de ARS.



P1 (afluente do UASB); P2 (efluente do UASB e afluente FBAS); P3 (efluente ao FBAS e afluente ao SAC - FHSS); e P4 (efluente ao SAC - FHSS).

Fonte: Do Autor (2019)

O incremento dos riscos ocasionados pelos CEs às espécies foi intensificado com o cálculo de mistura dos compostos ( $\Sigma QR = MEC/PNEC$ ), constatando que entre todas as fases e pontos de coletas, 50,0% dos dados estão associados aos valores de  $\Sigma QR$  superiores a 1,0, indicando altos riscos sobre as espécies dos ecossistemas aquáticos avaliados.

Constatou-se que os maiores riscos  $\Sigma QR$  da mistura foram de 30,1 (fase II), 17,6 (fase III) e 32,4 (fase IV), todos na ARS de entrada no UASB (P1), com contribuições associadas aos compostos 4NP (88,6%), 4OP (76,1%) e E2 (76%), respectivamente (Figura 7), condição que se alinha a Tian et al. (2018) que afirmam que os principais componentes dominantes nos dados sobre os riscos da mistura podem refletir próximo de 90% do risco total. Além disso, os incrementos orgânicos aplicados aos sistemas e as etapas de criação dos suínos, podem contribuir para o incremento de CEs na ARS, tendo em vista que, no caso desta pesquisa, se trata de uma suinocultura de ciclo completo, e que as aplicações das cargas entre 1,0 e 4,0 kg  $m^{-3} d^{-1}$  de DQO, possivelmente são menores em relação ARS *in natura*, visto que podem apresentar concentrações superiores a 15.000 mg  $L^{-1}$  (LÓPEZ-PACHECO, 2019).

O efluente do SAC - FHSS na fase II promoveu  $\Sigma$ QR da mistura de 5,7 para E2, condição também observada por He et al. (2019) que constataram riscos da mistura de 18,7 para espécies aquáticas do rio Jilin Songhua, na China, o que segundo Lou et al. (2018) evidenciando ainda que a intensidade dos riscos podem ser associadas ao períodos climáticos do ano, principalmente por alterações no consumo de água, medicamentos de combate a profilaxias, promotores de crescimento nas operações de alimentação, usos diferenciados de insumos, e maior e volume de urina e desejos produzidos.

A efetividade do FBAS pode ser verificada em P3 (saída do reator) com a redução do quociente de mistura ( $\Sigma$ QR) de uma condição de alto para médio risco ecológico, contribuindo para menores números de compostos e concentrações dos remanescentes, como pode ser observado com os valores de 0,47 e 0,97 nas fases II e IV (Figura 6B), na saída do FBAS em todas as fases, e com contribuições mais representativas do BPA, que variou entre 64 e 58% (Figura 7). Estas condições otimizaram a qualidade do efluente de entrada e saída no SAC - FHSS, resultando em baixas concentrações de CEs e baixos riscos da mistura ( $\Sigma$ QR inferiores a 0,1) (Figura 6B) sobre as espécies de ambiente aquáticos avaliadas. Em uma avaliação geral do sistema, os riscos das misturas foram reduzidos ao longo das etapas de tratamento, identificando  $QR (P1\text{-entrada do UASB}) > QR (P2\text{-saída do UASB e entrada do FBAS}) > QR (P3\text{-saída do FBAS e entrada no SAC - FHSS}) > QR (P4\text{-saída do SAC - FHSS})$ .

Contudo, deve ser ressaltado que os CEs investigados na presente pesquisa, mesmo apresentando dados de QR (MEC/PNEC) superiores a 1, não são provavelmente os únicos compostos presentes na ARS e nem os únicos com efeitos tóxicos, o que, no geral, não reflete a ecotoxicidade total da ARS bruta e/ou tratada em diferentes níveis, mas fornecem uma avaliação das contribuições que fortificam a necessidade de um monitoramento mais aprimorado e com contribuições para as tomadas de decisões nas estações de tratamentos. Além disso, Backhaus e Karlsson (2014) afirmam que, neste caso, quando os riscos das misturas se apresentarem maiores que 1, deve-se realizar uma investigação do tipo “ação independente”, que promove um estudo detalhado sobre as formas de atuação dos compostos sobre os organismos, mais que isso, fortalecem o entendimento sobre ações de causa e efeito sobre as células dos ecossistemas avaliados.

#### 4. CONCLUSÃO

Foram constatados aumentos nas concentrações e números de contaminantes emergentes identificados com as aplicações crescentes das cargas orgânicas de ARS, com maior representatividade dos desreguladores endócrinos com  $10,1 \mu\text{g L}^{-1}$  na fase III.

O sistema de tratamento integrado foi capaz de reduzir as concentrações de CEs a valores inferiores aos limites de detecção e obtenção de eficiência global média de 95%, exceto para o BFA que se mostrou persistente na ARS ao longo das unidades.

O sistema assimilou os fluxos de massas crescentes de estimulante nervoso (EN), regulador de lipídio (RL), anti-inflamatório (AINF) e desreguladores endócrinos (DEs), com incrementos totais médios dos fluxos de CEs entre 51 e 58% entre as fases I e III, respectivamente e redução de 2% na fase IV da qualidade do afluente do UASB.

Foi constatado que 21,3% dos dados apresentaram altos riscos ecológicos ( $QRs \geq 1$ ) para as espécies de ambientes aquáticos para a ARS de entrada do UASB, com destaque para E2 com risco de 24,6, além de confirmar que parte dos CEs, mesmo após tratamento aerado, apresentaram riscos ecológicos com intensidade moderada para o BFA ( $QR = 0,3$ ) e NAP ( $QR = 0,2$ ) sobre as espécies peixe-zebra (*Danio rerio*) e cnidário (*Hydra attenuata*).

O uso do SAC - FHSS serviu como reator de otimização e manutenção da qualidade do efluente final para a maioria dos CEs, reduzindo as concentrações e os riscos ecológicos. Porém, novos esforços deverão ser realizados, em pesquisas futuras, para avaliar as ações de bactérias que potencializam a biodegradação dos compostos emergentes com monitoramento de seus conjugados.

## **AGRADECIMENTOS**

A pesquisa foi desenvolvida com auxílio de recursos financeiros da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais - FAPEMIG (CAG-APQ02306-15). Agradecemos a parceria fortalecida com o Instituto de Ciências Exatas e Biológicas - ICEB da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP) no uso de estrutura laboratorial e técnico-científica.

## **REFERÊNCIAS**

- ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal. Relatório Anual ABPA 2018. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinoicultura/publicacoes/relatorios-anuais>. Acesso em: 16 de maio de 2019.
- AHMED, M. B.; ZHOU, J. L.; NGO, H. H.; GUO, W.; THOMAIDIS, N. S.; XU, J. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 323, part A, p. 274-298, 2017.
- ALLEN, R. G. REF-ET: Reference evapotranspiration calculator - Version 2.1. Kimberly: Idaho University. 2000, 82p.
- ANUMOL, T.; VIJAYANANDAN, A.; PARK, M.; PHILIP, L.; SNYDER, S. A. Occurrence and fate of emerging trace organic chemicals in wastewater plants in Chennai, India. **Environment International**, v. 92-93, p. 33-42, 2016.
- APHA - Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA, 2012.
- ARAÚJO, E. D.; BORGES, A. C.; DIAS, N. M.; RIBEIRO, D. M. Effects of gibberellic acid on Tifton 85 bermudagrass (*Cynodon spp.*) in constructed wetland systems. **Plos One**, v. 13, n. 10, p. 1-26, 2018.
- ARCHER, E.; PETRIE, B.; KASPRZYK-HORDERN, B.; WOLFAARDT, G. M. The fate of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs), endocrine disrupting contaminants (EDCs), metabolites and illicit drugs in a WWTW and environmental waters. **Chemosphere**, v. 174, p. 437-446, 2017.
- ASHFAQ, M.; LI, Y.; REHMAN, M. S. U.; ZUBAIR, M.; MUSTAFA, G.; NAZAR, M. F.; YU, C-P.; SUN, Q. Occurrence, spatial variation and risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in urban wastewater, canal surface water, and their sediments: A case study of Lahore, Pakistan. **Science of The Total Environment**, v. 688, p. 653-663, 2019.
- ÁVILA, C.; GARCÍA, J.; GARFÍ. Influence of hydraulic loading rate, simulated storm events and seasonality on the treatment performance of an experimental three-stage hybrid constructed wetland system. **Ecological Engineering**, v. 87, p. 324-332, 2016.
- BACKHAUS, T.; KARLSSON, M. Screening level mixture risk assessment of pharmaceuticals in STP effluents. **Water Research**, v. 49, p. 157-165, 2014.
- BAI, X.; ACHARYA, K. Removal of seven endocrine disrupting chemicals (EDCs) from municipal wastewater effluents by a freshwater green alga. **Environmental Pollution**, v. 247, p. 534-540, 2019.
- BAKOS, K.; KOVACS, R.; BALOGH, E.; SIPOS, D. K.; REINING, M.; GYOMOREI-NEUBERGER, O.; BALAZS, A.; KRISZT, B.; CSEPELI, A.; GAZSI, G.; HADZHIEV, Y.; URBANUI, B.; MUELLER, F.; KOVACS, B.; CSENKI, Z. Estrogen sensitive liver transgenic zebrafish (*Danio rerio*) line (*Tg(vtg1:mCherry*)) suitable for the direct detection of estrogenicity in environmental samples. **Aquatic Toxicology**, v. 2018, p. 157-167, 2019.

BHANDARI, R. K.; DEEM, S. L.; HOLLIDAY, D. K.; JANDEGIAN, C. M.; KASSOTIS, C. D.; NAGEL, S. C.; TILLITT, D. E.; VOM SAAL, S.; ROSENFEL. Effects of the environmental estrogenic contaminants bisphenol A and 17 $\alpha$ -ethinyl estradiol on sexual development and adult behaviors in aquatic wildlife species. **General and Comparative Endocrinology**, v. 214, p. 195-219, 2015.

BINA, B.; MOHAMMADI, F.; AMIN, M. M.; POURZAMANI, H. R.; YAVARI, Z. Determination of 4-nonylphenol and 4-tert-octylphenol compounds in various types of wastewater and their removal rates in different treatment processes in nine wastewater treatment plants of Iran. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 26, p. 183-190, 2018.

BLAIR J. M., WEBBER M. A., BAYLAY A. J., OGBOLU D. O., PIDDOCK L. J. (2015). Molecular mechanisms of antibiotic resistance. **Nat. Rev. Microbiol.**, v. 13, p. 42–51, 2015.

BLUM, K. M.; ANDERSSON, P. L.; RENMAN, G.; AHENS, L.; GROS, M.; WIBERG, K.; HAGLUND. Non-target screening and prioritization of potentially persistent, bioaccumulating and toxic domestic wastewater contaminants and their removal in on-site and large-scale sewage treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 265-275, 2017.

BROWN, A. K.; WONG, C. Distribution and fate of pharmaceuticals and their metabolite conjugates in a municipal wastewater treatment plant. **Water Research**, v. 144, p. 774-783, 2018.

CARVALHO, P. L. C.; MOREIRA, I.; FURLAN, A. C.; PAIANO, D.; PIANO, L. M.; SIERRA, L. M. P. Sticky coffee hull silage on the feeding of growing and finishing pigs. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 40, n. 2, p. 343-351, 2011.

CASTRO, F. J.; SANTOS, D. R. A.; BUONGERMINO, C. R. P.; CORTEZ, F. S.; PEREIRA, C. D. S.; CHOERI, R. B. Ecotoxicological assessment of four pharmaceuticals compounds through acute toxicity tests. **O Mundo da Saúde**, v. 38, p. 51-55, 2014.

ČESEN, M.; AHEL, M.; TERZIĆ, S.; HEATH, D. J. The occurrence of contaminants of emerging concern in Slovenian and Croatian wastewaters and receiving Sava river. **Science of The Total Environment**, v. 650, Part 2, p. 2446-2453, 2019.

CESTARI, R. N.; ROCHA, A.; OLIVEIRA, R. D. R.; LANCHOTE, V. L. UPLC-MS/MS method for gemfibrozil determination in plasma with application to a pharmacokinetic study in healthy Brazilian volunteers. **Journal of Chromatography B**, v. 1125, p. 1-7, 2019.

CHEN, J.; LIU, Y. S.; ZHANG, J. N.; YANG, Y. Q.; HU, X. L.; YANG, Y. Y.; ZHAO, J. L.; CHEN, F. R.; YING, G. G. Removal of antibiotics from piggery wastewater by biological aerated filter system: treatment efficiency and biodegradation kinetics. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 70-77, 2017.

CHEN, Y.; ZANG, L.; LIU, M.; ZHANG, C.; SGEN, G. DU, W.; SUN, Z.; FEI, J.; YANG, L.; WANG, Y.; WANG, X.; ZHAO, M. Ecological risk assessment of the increasing use of the neonicotinoid insecticides along the east coast of China. **Environment International**, v. 127, p. 550-557, 2019.

- CHENG, D. L.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; KUMAR, S. M. Microalgae biomass from swine wastewater and its conversion to bioenergy. **Bioresource Technology**, v. 275, p. 109-122, 2019.
- CHENG, D. L.; NGO, W. S.; GUO, W. S.; LIU, Y. W.; ZHOU, J. L.; CHANG, S. W.; NGUYEN, D. D.; BUI, X. T.; ZHANG, X. B. Bioprocessing for elimination antibiotics and hormones from swine wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1664-1682, 2018a.
- CHENG, D. L.; NGO, H.; GUO, W.; CHANG, S.; NGUYEN, D.; KUMAR, M.; DU, B.; WEI, Q.; WEI, D. Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment processes in swine wastewater. **Bioresource Technology**, v. 263, p. 642-653, 2018b.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbicos**. 2ª ed. ampliada e atualizada. Belo Horizonte: DESA – UFMG, v.5, 2016, 379p.
- CHRISTOFILOPOULOS, S.; KALIAKATSOS, A.; TRIANTAFYLLOU, K.; GOUNAKI, I.; VENIERI, D.; KALOGERAKIS, N. Evaluation of a constructed wetland for wastewater treatment: Addressing emerging organic contaminants and antibiotic resistant bacteria. **New Biotechnology**, v. 52, p. 94-103, 2019.
- CHTOUROU, M.; MALLEK, M.; DALMAU, M.; MAMO, J.; SANTOS-CLOTAS, E.; SALAH, A. B.; WALHA, K.; SALVADÓ, V.; MONCLÚS, H. Triclosan, carbamazepine and caffeine removal by activated sludge system focusing on membrane bioreactor. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 118, p. 1-9, 2018.
- COLPOYS, J.; SAMBEEK, V.; BRUNS, C.; JONHSON, A.; DEKKERS, J.; DUNSHEA, N.; GLABER, N. Responsiveness of swine divergently selected for feed efficiency to exogenous adrenocorticotrophic hormone and glucose challenges. **Domestic Animal Endocrinology**. v.68 p. 32-38, 2019.
- DAMKJAER, K.; WEISSER, J. J.; MSIGALA, S. C.; MDEGELA R.; STYRISHAVE, B. Occurrence, removal and risk assessment of steroid hormones in two wastewater stabilization pond systems in Morogoro, Tanzania. **Chemosphere**, v. 212, p. 1142-1154, 2018.
- DEARLOVE, B. A.; KIND, K. L.; GATFORD, K. L. Oral caffeine administered during late gestation increases gestation length and piglet temperature in naturally farrowing sows. **Animal Reproduction Science**, v. 198, p. 160-166, 2018.
- EBELE, A. J.; ABDALLAH, M. A-E.; HARRAD, S. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the freshwater aquatic environment. **Emerging Contaminants**, v. 3, p. 1-16, 2017.
- EJHED, H.; FÅNG, J.; HANSEN, K.; GRAAE, L.; RALMBERG, M.; MAGNÉR, J.; DORGELOH, E.; PLAZA, G. The effect of hydraulic retention time in onsite wastewater treatment and removal of pharmaceuticals, hormones and phenolic utility substances. **Science of The Total Environment**, v. 618, p. 250-261, 2018.
- European Commission - European Commission Implementation Decision 2018/840 establishing a watch list of substances for Union-wide monitoring in the field of water policy pursuant to Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council and repealing Commission Implementing Decision (EU) 2015/495. 2018.

- EUROSTAT - European Statistics. Number of Pigs. Eurostat. 2017. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/eurostat/tgm/table.do?tab=table&init=1&language=en&pcode=tag00018&plugin=1>>. Acesso em: 04 de mar de 2019.
- FABBRI, D.; MAURINO, V.; MINELLA, M.; MINEIRO, C.; VIONE, D. Modelling the photochemical attenuation pathways of the fibrate drug gemfibrozil in surface waters. **Chemosphere**, v. 170, p. 124-133, 2017.
- FANG, T. Y.; PRAVEENA, S. M.; ARIS, A. Z.; ISMAIL, S. N. S.; RASDI, I. Quantification of selected steroid hormones (17 $\beta$ -Estradiol and 17 $\alpha$ -Ethinylestradiol) in wastewater treatment plants in Klang Valley (Malaysia). **Chemosphere**, v. 215, p. 153-162, 2019.
- GALLARDO-ALTAMIRANO, M. L.; MAZA-MÁRQUEZ, P.; MONTEMURRO, N.; RODELAS, OSORIO, F.; POZO. Linking microbial diversity and population dynamics to the removal efficiency of pharmaceutically active compounds (PhACs) in an anaerobic/anoxic/aerobic (A<sup>2</sup>O) system. **Chemosphere**, v. 233, p. 828-842, 2019.
- GARCÍA, S. O.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; IRUSTA-MATA, R. Dose–response behavior of the bacterium *Vibrio fischeri* exposed to pharmaceuticals and personal care products. **Ecotoxicology**, v. 25, p. 141-162, 2016.
- GOUERY, K.; VO DUY, S.; MUNOZ, G.; PRÉVOST, M.; SAUVÉ, S. Analysis of Environmental Protection Agency priority endocrine disruptor hormones and bisphenol A in tap, surface and wastewater by online concentration liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1591, p. 87-98, 2019.
- GRENNI, P.; PATROLECCO, L.; ADEMOLLO, N.; TOLOMEI, A.; CARACCILOLO, A. B. Degradation of Gemfibrozil and Naproxen in a river water ecosystem. **Microchemical Journal**, v. 107, p. 158-164, 2013.
- GRUCHLIK, Y.; LINGE, K.; JOLL, C. Removal of organic micropollutants in waste stabilisation ponds: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 202-214, 2018.
- GUAN, Y.; WANG, B.; GAO, Y.; LIU, W.; ZHAO, X.; HUANG, X.; YU, J. Occurrence and Fate of Antibiotics in the Aqueous Environment and Their Removal by Constructed Wetlands in China: A review. **Pedosphere**, v. 27, p. 42-51, 2017.
- HAMANN.; STUYFZAND, P. J.; GRESKOWIAK, J.; TIMMER, H.; MASSMANN, G. The fate of organic micropollutants during long-term/long-distance river bank filtration. **Science of The Total Environment**, v. 545–546, p. 629-640, 2016.
- HE, S.; DONG, D.; ZHANG, X.; SUN, C.; WANG, C.; HUA, X.; ZHANG, L.; GUO, Z. Occurrence and ecological risk assessment of 22 emerging contaminants in the Jilin Songhua River (Northeast China). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 24003–24012, 2019.
- HERNANDO, M. D.; MEZCUA, M.; FERNANDEZ-ALBA, A. R.; BARCELÓ, D. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments. **Talanta**, v. 69, p. 334-342, 2006.

HONÓRIO, J. F.; VEIT, M. T.; TAVARES, C. R. G. Alternative adsorbents applied to the removal of natural hormones from pig farming effluents and characterization of the biofertilizer. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 1, p. 1-7, 2018.

HUANG, G-Y.; LIANG, Y-Q.; LIU, Y-S.; SHI, W-J.; LIU, S-S.; HU, L-X.; XIE, L.; YING, G-G. Swine farm wastewater discharge causes masculinization of western mosquitofish (*Gambusia affinis*). **Environment International**, v. 123, p. 132-140, 2019.

HUANG, X.; LIU, C.; LI, K.; SU, J.; ZHU, G.; LIU, L. Performance of vertical up-flow constructed wetlands on swine wastewater containing tetracyclines and tet genes. **Water Research**, v. 70, p. 109-117, 2015.

HUTCHINSON, T. H.; POUNDS, N. A.; HAMPEL, M.; WILLIAMS, T. D S. Impact of natural and synthetic steroids on the survival, development and reproduction of marine copepods (*Tisbe battagliai*). **Science of The Total Environment**, v. 233, p. 167-179, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Produção Agropecuária – Indicadores. 2017. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao\\_Pecuaria/Fasciculo\\_Indicadores\\_IBGE/abate-leite-couro-ovos\\_201702caderno.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201702caderno.pdf). Acesso em: 20 de fev de 2019.

KASONGA, T. K.; CORTZEE, M. A. A.; VAN ZIJ, C.; MOMBA, M. N. B. Removal of pharmaceutical' estrogenic activity of sequencing batch reactor effluents assessed in the T47D-KBluc reporter gene assay. **Journal of Environmental Management**, v. 240, p. 209-218, 2019.

KRZEMINSKI, P, TOMEI, M. C.; KARAOLIA, P.; LANGENHOFF, A.; ALMEIRA, C. M.; FELIS, E.; GRITTEN, F.; ANDERSEN, H. R.; FERNANDES, T.; MANAIA, C. M.; RIZZO, L.; FATTA-KASSINOS, D. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: A review. **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 1052-1081, 2019.

LAFONT, R.; MATHIEU, M. Steroids in aquatic invertebrates. **Ecotoxicology**, v. 16, p. 109-130, 2017.

LAN, L.; KONG, X.; SUN, H.; LI, C.; LIU, D. High removal efficiency of antibiotic resistance genes in swine wastewater via nanofiltration and reverse osmosis processes. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 439-445, 2019.

LANCHEROS, J. C.; MADERA-PARRA, C. A.; CASELLES-OSORIO, A.; TORRES-LÓPEZ, W. A.; VARGAS-RAMÍREZ. Ibuprofen and Naproxen removal from domestic wastewater using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland coupled to Ozonation. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 89-97, 2019.

LEI, Z.; LIU, Q.; YANG, B.; AGMED, S.; XIONG, J.; SONG, T.; CHEN, P.; CAO, J.; HE, Q. Evaluation of bioequivalence of two long-acting 20% oxytetracycline formulations in Pigs. **Frontiers in Veterinary Science**, v. 4, p. 64-67, 2017.

LIU, Z-H.; LU, G-N.; DANG, Z.; RITTMANN, B. Removal of Natural Estrogens and Their Conjugates in Municipal Wastewater Treatment Plants: A Critical Review. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p.5288–5300, 2015.



- LÓPEZ-PACHECO, I. Y.; CARRILLO-NIEVES, D.; SALINAS-SALAZR, C.; SILVA-NÚÑEZ, A.; ARÉVALO-GALLEGOS, A.; BARCELÓ, D.; AFEWERKI, S.; IQBAL, H. M. N.; PARRA-SALDÍVAR. Combination of nejayote and swine wastewater as a medium for *Arthrospira maxima* and *Chlorella vulgaris* production and wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 676, p. 356-367, 2019.
- LOU, Y.; YE, X.; YE, Z-L.; CHIANG, P-C.; CHEN, S. Occurrence and ecological risks of veterinary antibiotics in struvite recovered from swine wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 201, p. 678-685, 2018.
- MALMBORG, J.; MAGNÉR, J. Pharmaceutical residues in sewage sludge: effect of sanitization and anaerobic digestion. **Journal of Environmental Management**, v. 153, p. 1-10, 2015.
- MARCIAL, H. S.; HAGIWARA, A.; SNELL, T. Estrogenic compounds affect development of harpacticoid copepod *Tigriopus japonicus*. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 22, n. 12, p. 3025-3030, 2003.
- MARTÍN, J.; CAMACHO-MUÑOZ, D.; SANDOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Monitoring of pharmaceutically active compounds on the Guadalquivir River basin (Spain): occurrence and risk assessment. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, p. 2042-2049, 2011.
- MATAMOROS, V.; GUTIÉRREZ, R.; FERRER, I.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. M. Capability of microalgae-based wastewater treatment systems to remove emerging organic contaminants: A pilot-scale study. **Journal of Hazardous Material**, v. 288, p. 34-42, 2015.
- 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**, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.
- MESTORINO, N.; MARIÑO HERNAÁNDEZ, E.; MARCHETTI, L.; ERRECALDE, J. O. Pharmacokinetics and tissue residues of an oxytetracycline/diclofenac combination in cattle. **Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties (Paris)**, v. 23, p. 679-690, 2007.
- MOYA-LLAMAS, M. J.; TRAPOTE, A.; PRATS, D. Removal of micropollutants from urban wastewater using a UASB reactor coupled to a MBR at different organic loading rates. **Urban Water Journal**, v. 15, p. 1-9, 2018.
- NABAVI, N.; TODEHDEGHAN, F.; SHIRAVI, A. Effect of caffeine on motility and vitality of sperm and in vitro fertilization of outbreed mouse in T6 and M16 media. **Iranian Journal of Reproductive Medicine**, v. 11, p. 741-746, 2013.
- NAGARAJAN, D.; KUSMAYADI, A.; YEN, H-W.; DONG, C-D.; LEE, D-F. Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. **Bioresource technology**, v. 289, p. 1-12, 2019.
- NAZ, I.; SAROJ, D. P.; MUMTAZ, S.; ALI, N.; AGMED, S. Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 36, p. 424-434, 2015.

- NIVALA, J.; KAHL, S.; BOOG, J.; VAN AFFERDEN, M.; REEMTSMA, T.; MÜLLER, R. A. Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and intensified subsurface flow treatment wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1144-1156, 2019.
- NIVALA, J.; KAL, S.; BOOG, J.; VAN AFFERDEN, M.; REEMTSMA, T.; MÜLLER, R. A. Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and intensified subsurface flow treatment wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1144-1156, 2019.
- OLIVEIRA, M.; ATALLA, A. A.; FRIHLING, B. E. F.; CAVALHERI, P. S.; MIGLIOLO, L.; FILHO, F. J. C. M. Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes*. **Chemical Engineering Journal**, v. 373, p. 458-467, 2019.
- OMAR, T. F. T.; ARIS, A. Z.; YUSOFF, F. MD.; MUSTAFA, S. Occurrence and level of emerging organic contaminant in fish and mollusk from Klang River estuary, Malaysia and assessment on human health risk. **Environmental Pollution**, v. 248, p. 763-773, 2019.
- PARK, J. L. Pharmaceuticals in the Environment and Management Approaches in Korea. **Korea Environment Institute**, v. 0, p. 1-155, 2005.
- PEREIRA, B. A.; ROCHA, L. G. P.; TELES, W. E.; BARBOSA, J. A.; RABELO, S. S.; UCHOA, A. S.; RODRIGUEZ-FIL, J. E.; PEREIRA, L. L.; ZANGERONIMO, M. G. Addition of chlorogenic acid and caffeine during the processing of cooled boar semen. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veteriária e Zootecnia**, v. 71, n. 2, p. 489-499, 2019.
- PETRIE, B.; BARDEN, R.; KASPRZYK-HORDERN, B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. **Water Research**, v. 72, p. 3-27, 2015.
- QU, W.; ZHANG, C.; ZHANG, Y.; HO, S-H. Optimizing real swine wastewater treatment with maximum carbohydrate production by a newly isolated indigenous microalga *Parachlorella kessleri* QWY28. **Bioresource Technology**, v. 289, p. 1-9, 2019.
- QUEIROZ, Fernanda Barbosa de. Desenvolvimento e validação de metodologia para determinação de fármacos e perturbadores endócrinos em amostras de esgoto utilizando extração em fase sólida e cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas. 2011. 132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, 2011.
- QUINN, B.; GAGNÉ, F.; BLAISE, C. An investigation into the acute and chronic toxicity of eleven pharmaceuticals found in wastewater effluent on the cnidarian, *Hydra attenuate*. **Science of The Total Environment**, v. 389, p. 306-314, 2008.
- RIZZO, L.; MALATO, S.; ANTAKYALI, D.; BERETSOU, V. G.; ĐOLIĆ, M. B.; GERNJAK, W.; HEATH, E.; IVANCEV-TUMBAS.; KARAOLIA, P.; RIVEIRO, A. R. L.; MASCOLO, G.; MCADELL, C.; SCHAAR, H.; SILVA, A. M. T.; FATTA-KASSINOS, D. Consolidated vs new advanced treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern from urban wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 655, p. 986-1008, 2019.

ROEPKE, T. A.; SNYFER, J. M.; CHERR, G. N. Estradiol and endocrine disrupting compounds adversely affect development of sea urchin embryos at environmentally relevant concentrations. **Aquatic Toxicology**, v. 71, p. 155-173, 2005.

SÁ JUNIOR, A.; CARVALHO, L.G.; SILVA, F.F.; ALVES, M.C. Application of the Köppen Classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**. vol. 108, n. 1-2, p. 1-7, 2012.

SALGUEIRO-GONZÁLEZ, N.; MUNIATEGUI-LORENZO, S.; LÓPEZ-MAHÍA, P.; PRADA-RODRÍGUEZ, D. Trends in analytical methodologies for the determination of alkylphenols and bisphenol A in water samples. **Analytica Chimica Acta**, v. 962, p. 1-14, 2017.

SÁNCHEZ, I. A.; MATSUMOTO, T. Hydrodynamic characterization and performance evaluation of an aerobic three phase airlift fluidized bed reactor in a recirculation aquaculture system for Nile Tilapia production. **Aquacultural Engineering**, v. 47, p. 16-26, 2012.

SANSON, A. L.; BAETA, B. E. L.; RODRIGUES, K. L. T.; AFONSO, R. J. C. F. Equipamento de baixo custo para extração em fase sólida em amostras aquosas de grande volume utilizando pressão positiva de N. **Química Nova**, v. 37, p. 150-152, 2014.

SANSON, A.L. Estudo da extração e desenvolvimento de metodologia para determinação simultânea de microcontaminantes orgânicos em água superficial por GC-MS e métodos quimiométricos. 137p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

SANTOS, F. R.; MARTINS, D. A.; MORAIS, P. C. V.; OLIVEIRA, A, H. B.; GAMA, A. F.; NASCIMENTO, R. F.; CHOI-LIMA, K. F.; MOREIRA, L. B.; ABESSA, D. M. S.; NELSON, R. K.; REDDY, C. M.; SWARTHOUT, R. F.; CAVALCANTE, R. M. Influence of anthropogenic activities and risk assessment on protected mangrove forest using traditional and emerging molecular markers (Ceará coast, northeastern Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 656, p. 877-888, 2019.

SEO, J.; JUNG, J. K.; SEO, S. Evaluation of nutritional and economic feed values of spent coffee grounds and *Artemisia princeps* residues as a ruminant feed using in vitro ruminal fermentation. **Journal of Life and Environmental Sciences**, v. 3, p.1-12, 2015.

SGROI, M.; PELISSARI, C.; ROCCARO, P.; SEZERINO, P. H.; GARCÍA, J.; VAGLIASINDI, F. G. A.; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. **Chemical Engineering Journal**, v. 33, p. 619-627, 2018.

SHAO, Y.; CHEN, Z.; HOLLERT, H.; ZHOU, S.; DEUTSCHMANN, B.; SEILER, T-B. Toxicity of 10 organic micropollutants and their mixture: Implications for aquatic risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. v. 666, p. 1273-1282, 2019.

SOPHIE, C.A.; LIMA, E. C. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 150, p. 1-17, 2018.

STARLING, M. C. V. M.; AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D. Occurrence, control and fate of contaminants of emerging concern in environmental compartments in Brazil. **Journal Hazardous Materials**, v. 372, p. 17-36, 2019.

- TATO, T.; SALGUEIRO-GONZÁLEZ, N.; LEÓN, V. M.; GONZÁLEZ, S.; BEIRAS, R. Ecotoxicological evaluation of the risk posed by bisphenol A, triclosan, and 4-nonylphenol in coastal waters using early life stages of marine organisms (*Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus* and *Acartia clausi*). *Environmental Pollution*, v. 232, p. 173-182, 2018.
- TIAN, D.; MAO, H.; LV, H.; ZHENG, Y.; PENG, C.; HOU, S. Novel two-tiered approach of ecological risk assessment for pesticide mixtures based on joint effects. *Chemosphere*, v. 192, p. 362-371, 2018.
- TRAN, N. H.; REINHARD, M.; GIN, K. Y-H. Occurrence and fate of emerging contaminants in municipal wastewater treatment plants from different geographical regions-a review. *Water Research*, v. 133, p. 182-207, 2018.
- TSAI, W-T. Regulatory Promotion and Benefit Analysis of Biogas-Power and Biogas-Digestate from Anaerobic Digestion in Taiwan's Livestock Industry. *Fermentation*, v. 4, p. 2-10, 2018.
- TULLO, E.; FINZI, A.; GUARINO, M. Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. *Science of The Total Environment*, v. 650, p. 2751-2760, 2019.
- VAN LEEUWEN, K. Commission E (Ed.): **Technical Guidance Document on Risk Assessment Part II**, Office for Official Publications of The European Communities, Luxembourg (2003). 337p.
- VAŠÍČKOVÁ, J.; HVĚZDOVÁ, M.; KOSUBOVÁ, P.; HOFMAN, J. Ecological risk assessment of pesticide residues in arable soils of the Czech Republic. *Chemosphere*, v. 216, p. 479-487, 2019.
- VELÁZQUEZ, Y. F.; NACHEVA, P. M. Removal of pharmaceuticals from municipal wastewater by aerated submerged attached growth reactors. *Journal of Environmental Management*, v. 192, p. 243-253, 2017.
- VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment—a review. *Science of The Total Environment*, v. 429, p. 123-155, 2012.
- VILLAR-NAVARRO, E.; BAENA-NOGUERAS, R. M.; PANIW, M.; PERALES, J. A.; LARA-MARTÍN, P. A. Removal of pharmaceuticals in urban wastewater: High rate algae pond (HRAP) based technologies as an alternative to activated sludge based processes. *Water Research*, v. 139, p. 19-29, 2018.
- WANG, Z.; WANG, X. Y.; TUAN, H.; WEI, Q.; LIU, B.; BAO, G.; LIAO, M.; PENG, J.; HUANG, X.; WANG, L. High through-put determination of 28 veterinary antibiotic residues in swine wastewater by one-step dispersive solid phase extraction sample cleanup coupled with ultra-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Chemosphere*, v. 230, p. 337-346, 2019.
- WEE, S. Y.; ARIS, A. Z.; YUSOFF, F. M.; PRAVEENA, S. M. Occurrence and risk assessment of multiclass endocrine disrupting compounds in an urban tropical river and a

proposed risk management and monitoring framework. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 431-442, 2019.

WRIGHT-WALTERS, M.; VOLZ, C.; TALBOTT, E.; DAVIS, D. An updated weight of evidence approach to the aquatic hazard assessment of bisphenol A and the derivation a new predicted no effect concentration (PNEC) using a non-parametric methodology. **Science of The Total Environment**, v. 409, p. 676-685, 2011.

WUST, K. M.; BECK, T. S.; HENNEMANN, B. L.; VILLETTI, M. A.; FRIZZO, C. P. Thermal and oxidative decomposition of ibuprofen-based ionic liquids. **Journal of Molecular Liquids**, v. 284, p. 647-657, 2019.

YUAN, S.; HUANG, C.; JI, X.; MA, M.; RAO, K.; WANG, Z. Prediction of the combined effects of multiple estrogenic chemicals on MCF-7 human breast cancer cells and a preliminary molecular exploration of the estrogenic proliferative effects and related gene expression. **Ecotoxicological and Environmental Safety**, v. 160, p. 1-9, 2018.

ZHANG, H.; SHI, J.; LIU, X.; ZHAN, X.; CHEN, Q. Occurrence and removal of free estrogens, conjugated estrogens, and bisphenol A in manure treatment facilities in East China. **Water Research**, v. 58, p. 248-257, 2014.

ZHANG, L.; DE VRIZE, J.; HENDRICKX, T. L. G.; WEI, W. TEMMINK, H.; RIJNAARTS, H.; ZEEMAN, G. Anaerobic treatment of raw domestic wastewater in a UASB-digester at 10 °C and microbial community dynamics. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 2088-2097, 2018.

ZHENG, W.; ZHANG, Z.; LIU, R.; LEI, Z. Removal of veterinary antibiotics from anaerobically digested swine wastewater using an intermittently aerated sequencing batch reactor. **Journal of Environmental Sciences**, v. 65, p. 8-17, 2018.