



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE TECNOLOGIA**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL**  
**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**  
**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**MILENA KELLY DA SILVA ALMEIDA**

**DESEMPENHO DO SISTEMA UASB-LGA OPERANDO NO TRATAMENTO DE  
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA: O QUE O SISTEMA PODE  
OFERECER EM TERMOS DE ÁGUA DE REÚSO**

**FORTALEZA**

**2021**

MILENA KELLY DA SILVA ALMEIDA

**DESEMPENHO DO SISTEMA UASB-LGA OPERANDO NO TRATAMENTO DE  
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA: O QUE O SISTEMA PODE  
OFERECER EM TERMOS DE ÁGUA DE REÚSO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Graduado em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira (*in memoriam*).

Co-orientador: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.

FORTALEZA

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Sistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

A449d Almeida, Milena Kelly da Silva.

Desempenho do sistema UASB-LGA operando no tratamento de água residuária da suinocultura : o que o sistema pode oferecer em termos de água de reúso / Milena Kelly da Silva Almeida. – 2021.  
36 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Curso de Engenharia Ambiental, Fortaleza, 2021.

Orientação: Prof. Dr. Erlon Lopes Pereira.

Coorientação: Prof. Dr. André Bezerra dos Santos.

1. Suinocultura. 2. Digestão Anaeróbia. 3. Lodo Granular Aeróbio. 4. Reúso. I. Título.

CDD 628

---

MILENA KELLY DA SILVA ALMEIDA

**DESEMPENHO DO SISTEMA UASB-LGA OPERANDO NO TRATAMENTO DE  
ÁGUA RESIDUÁRIA DA SUINOCULTURA: O QUE O SISTEMA PODE  
OFERECER EM TERMOS DE ÁGUA DE REÚSO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Graduado em Engenharia Ambiental.

Aprovado em: 22/10/2021

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. André Bezerra dos Santos (Co-Orientador)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Paulo Igor Milen Firmino  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Prof. Dr. Marcos Erick Rodrigues da Silva  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará  
(IFCE)

A Deus.

À minha mãe, ao meu avô e ao professor Erlon.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, ao meu Deus que me direcionou a este caminho e manteve-me firme em toda a minha caminhada.

Ao meu Pai, José Rodrigues, que sempre me apoiou e motivou-me a crer nas promessas de Cristo, e à minha Mãe, Maria Glaucineide (*in memoriam*), que mesmo ao lado de Deus nunca deixou de ser o meu maior exemplo de ser humano a ser seguido.

À minha irmã, Brena Kelly, por sempre me incentivar a trilhar novos caminhos, por ser exemplo de garra e amor e, principalmente, por ser o meu porto seguro. Ao meu irmão, Diassis, pelo apoio e amizade.

Aos meus avós, Edgar (*in memoriam*) e Geralda, que cuidaram de mim e me amaram incondicionalmente.

Aos meus tios, Erinaldo e Elisângela, que ao longo desses anos me acolheram em seu lar e me trataram como filha. Bem como à minha tia Ana Cláudia que desde o meu nascimento tornou-se mãe e ajudou-me a ser quem sou hoje.

Ao meu professor e orientador Dr. Erlon Lopes Pereira (*in memoriam*) que me acolheu em sua pesquisa no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN) e me permitiu viver uma das experiências mais incríveis da minha vida acadêmica. Por ter sido tão atencioso, cauteloso e paciente ao me orientar, por ter me ouvido e me guiado nas dificuldades encontradas não só na pesquisa como na vida. E por todas conversas, que não foram muitas, porém suficientes, que pudemos ter e por todos os conselhos a mim dados.

Ao meu professor e orientador Dr. André Bezerra dos Santos que sempre foi admirado por mim, por ser um exímio profissional. Por todos os ensinamentos ao longo da graduação e por ter me acolhido como orientanda.

Ao meu mentor José Marcos, por todos os ensinamentos, cuidado e zelo ao me instruir. Por todo o companheirismo diário no Labosan e por toda a paciência com que me tratava, enfim, por toda a amizade. Ao meu segundo mentor Maurício Guimarães, por sempre ser solícito e por todos os ensinamentos a mim repassados.

Aos colegas do laboratório, Schiavon Silva, Gilmar Nascimento, Tasso Jorge, Milena Maciel, Luiz Júnior e Camylla Rachele, por toda dedicação e instrução na pesquisa, por todas as conversas e por tornarem os dias no laboratório singulares.

Aos meus amigos Letícia Nunes, Bruno Almada, Mayara Gama e Carol Saunders, que tornaram os meus dias na UFC mais radiantes, por todo o companheirismo, amor, amizade,

carinho, conselhos, risos e ensinamentos a mim concedidos, bem como por todos os sofrimentos e alegrias compartilhados juntos.

Ao Matheus Lessa, por ter tornado os primeiros anos da graduação menos árduos e mais leves.

Aos meus primos e amigos Érica Silva, Glaudson Firmiano, Emilly Vaz, Julia Evellyn, Lídia Raquel, Rebeca Lima, Rayssa Suellen e Wenderson Firmiano por entenderem a minha ausência, por sempre me apoiarem e por me fazerem acreditar no meu potencial.

Aos amigos que a Engenharia Ambiental me deu, Ruth Melo, Pedro Martins, Nagiele Silva, Iane Rodrigues, Eduardo Macedo, Lucas Gomes, Jefferson Hannover que compartilharam um pouco das minhas conquistas. Aos amigos do ensino médio, Ivanilson Gomes, Simone Lessa e Larissa Henrique, por todo o apoio inicial.

## RESUMO

A suinocultura é uma atividade agropecuária de grande importância econômica e social, visto que é a principal responsável pela proteína animal consumida mundialmente. Contudo, em seu processo produtivo é gerado um efluente de alto potencial poluidor, conhecido como Água Residuária da Suinocultura (ARS). Desse modo, este trabalho objetivou avaliar o desempenho de um sistema, constituído por um Reator Anaeróbio de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente (UASB) seguido de um Lodo Granular Aeróbio (LGA), no tratamento de ARS, visando, principalmente, a remoção da matéria orgânica e dos nutrientes de forma a possibilitar o reúso do efluente tratado. Para isso, o sistema foi monitorado por 90 dias, caracterizando a Fase I do experimento. O reator UASB foi alimentado com ARS com concentração de Demanda Química de Oxigênio (DQO) de  $5 \text{ g L}^{-1}$  e sua partida se deu sob condições de alta carga orgânica, com aplicação de uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de  $10 \text{ kgDQO m}^3 \text{ d}^{-1}$ , Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) de  $1,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 12 h e velocidade ascensional (VA) de  $0,14 \text{ m h}^{-1}$ , sendo alimentado com ARS com uma DQO de  $5 \text{ g L}^{-1}$ . Os valores da DQO afluente, COV, CHV e TDH foram mantidos constantes durante os dias de experimento. No pós-tratamento o reator LGA foi operado com troca volumétrica de 50% e tempo de ciclo de 12 horas. As eficiências de remoções médias de Demanda Química de Oxigênio Total (DQO<sub>T</sub>) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub><sup>20°C</sup>) do sistema foram de 91,3 e 93,2%, respectivamente. As eficiências de remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio Amoniacal (N<sub>Am</sub>) e Fósforo Total (P) foram 89,5, 87,5, 86 e 75%, respectivamente. Concluiu-se que o sistema apresentou estabilidade ao longo do experimento, apresentando altos índices de remoção de matéria orgânica e nutrientes. No entanto, diante da elevada carga poluidora da ARS, os parâmetros não atingiram os limites estabelecidos nas legislações atuais sobre reúso. Dessa forma, é fundamental o desenvolvimento de um documento regulatório melhor estruturado, bem como recomenda-se a adoção de um tratamento terciário ou polimento final do sistema, por exemplo *wetlands* construídos, visando aumentar a remoção da matéria orgânica e nutrientes, e possibilitar o alcance da qualidade para aplicação do reúso.

**Palavras-chave:** Suinocultura; Digestão Anaeróbia; Lodo Granular Aeróbio; Reúso.

## ABSTRACT

Pig farming is an agricultural activity of great economic and social importance, as it is mainly responsible for the protein consumed worldwide. However, its production process generates an effluent with a high polluting potential, known as Swine Wastewater (SWW). Thus, this work aimed to evaluate the performance of a system consisting of an Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor followed by an Aerobic Granular Sludge (AGS) in the treatment of SWW, on the removal of organic matter and nutrients in order to promote the reuse of the treated effluent. For this, the system was monitored for 90 days, characterizing the experiment Phase I. The UASB reactor was fed with SWW with a COD concentration of  $5 \text{ g L}^{-1}$  and its startup took place under organic load conditions, with application of a Volumetric Organic Load (VOL) of  $10 \text{ kg COD m}^3 \text{ d}^{-1}$ , Hydraulic Loading Rate (HLR) of  $1.10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , Hydraulic Retention Time (HRT) of 12 ascending velocity (VA) of  $0.14 \text{ m h}^{-1}$ , being fed with SWW with a COD of  $5 \text{ g L}^{-1}$ . The influent values of COD, Q, VOL, HLR and HRT were constant during the experiment. After treatment, the AGS reactor was operated with a 50% volumetric exchange and a 12-hour cycle time. The average removal efficiencies of Total Chemical Oxygen Demand (DQOT) and Biochemical Oxygen Demand ( $\text{BOD}_{5^{20} \text{ }^\circ\text{C}}$ ) from the system were 91.3 and 93.2%, respectively. The removal efficiencies of Total Suspended Solids (TSS), Volatile Suspended Solids (VSS), Ammoniacal Nitrogen ( $\text{N}_{\text{Am}}$ ) and Total Phosphorus (P) were 89.5, 87.5, 86 and 75%, respectively. It was concluded that the system showed stability throughout the experiment, and high levels of organic matter and nutrients removals. However, given the high polluting load of SWW, the parameters did not reach the limits defined in current legislation for reuse. Thus, it is essential to develop a better structured regulatory document, as well as the adoption of a tertiary treatment or final polishing, such as constructed wetlands, to enhance the organic matter and nutrients removals, and enabling the achievement of quality for reuse application.

**Keywords:** Pig farming; Anaerobic digestion; Aerobic Granular Sludge (AGS); Reuse.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Fluxograma do sistema de tratamento de água residuária da suinocultura em reator UASB seguido de um LGA como pós-tratamento. ....	19
<b>Figura 2</b> - Box-plot dos valores de pH (a), alcalinidade total (b), alcalinidade parcial (c) e ácidos graxos voláteis (d). ....	24
<b>Figura 3</b> - Box-plot dos valores de DQO total (a), particulada (b) e solúvel (c); DBO total (d), particulada (e) e solúvel (f). ....	27
<b>Figura 4</b> - Eficiências de remoção de DQO, DBO e SST no UASB, LGA e no Sistema. ....	28

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Parâmetros e procedimentos analíticos utilizados para monitoramento do sistema. .....	21
<b>Tabela 2</b> - Valores médios do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos voláteis totais (AVT), obtidos durante a operação do sistema com um reator UASB e um LGA. ....	23
<b>Tabela 3</b> - Concentrações médias de nutrientes no afluente e efluente do reator UASB e efluente do reator LGA.....	28
<b>Tabela 4</b> - Diretrizes da USEPA para o reuso agrícola, urbano e industrial de esgotos sanitários. .....	31
<b>Tabela 5</b> - Padrões e condições de lançamento de efluentes das Resolução CONAMA n° 430/11 e COEMA n° 02/17. ....	31

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ARS	Água Residuária da Suinocultura
AP	Alcalinidade Parcial
AT	Alcalinidade Total
CHV	Carga Hidráulica Volumétrica
COV	Carga Orgânica Volumétrica
D	Diâmetro
DA	Digestão Anaeróbia
DBO <sub>5</sub> <sup>20°C</sup>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>P</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Particulada
DBO <sub>S</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Solúvel
DBO <sub>T</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO <sub>P</sub>	Demanda Química de Oxigênio Particulada
DQO <sub>S</sub>	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
DQO <sub>T</sub>	Demanda Química de Oxigênio Total
FBP	Filtro Biológico Percolador
H	Altura
HARFB	Reator Anaeróbio Horizontal com Leito Fixo
HARSB	Reator Anaeróbio Horizontal com Manta de Lodo
H/D	Relação Altura/Diâmetro
HSSF-CW	Sistema de Alagados Construídos com Fluxo Subsuperficial Horizontal
LABOSAN	Laboratório de Saneamento Ambiental
LGA	Lodo Granular Aeróbio
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrato reportado em termos de N
N-NO <sub>2</sub>	Nitrito reportado em termos de N
N-Org	Nitrogênio Orgânico
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PAO	Organismos Acumuladores de Fosfato

pH	Potencial Hidrogeniônico
PS	Processo Secundário
P <sub>T</sub>	Fósforo Total
PVC	Policloreto de Vinila
RBS	Reator de Batelada Sequencial
SABF	Filtro Biológico Aerado Submerso
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
TA	Tempo de Alimentação
TC	Tempo de Ciclo
TD	Tempo de Descarte
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TE	Tanque de Equalização
TRAN	Tempo de Reação Anaeróbio
TRA	Tempo de Reação Aeróbio
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos
TS	Tempo de Sedimentação
UASB	Reator Anaeróbia de Manta de Lodo Anaeróbio e Fluxo Ascendente
UFC	Universidade Federal do Ceará
USDA	Departamento de Agricultura dos Estados Unidos

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 MATERIAL E MÉTODOS .....	17
2.1 Água Residuária .....	17
2.2 Sistema de Tratamento .....	17
2.3 Partida e Operação dos Reatores .....	19
2.4 Monitoramento do Sistema .....	21
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
3.1 Tamponamento: pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis Totais .....	23
3.2 Remoção de Matéria Orgânica .....	25
3.3 Remoção de Nutrientes.....	28
4 REÚSO .....	30
5 CONCLUSÕES .....	33
REFERÊNCIAS .....	34

## 1 INTRODUÇÃO

Segundo o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA) a suinocultura é responsável por 42,2% da proteína animal consumida mundialmente (USDA, 2018). Diante disso, configura-se como uma atividade agropecuária de grande importância econômica e social presente em todas as regiões do mundo. O Brasil se encontra na 4<sup>o</sup> colocação, dentre os maiores produtores, com uma produção superior a 4 milhões de toneladas de carne suína, estando atrás apenas da China, União Europeia e Estados Unidos (USDA,2020). Entretanto, a suinocultura é uma das atividades do setor agropecuário que mais causa impactos ambientais negativos, uma vez que ao longo do processo produtivo são gerados resíduos de alto potencial poluidor.

Os resíduos gerados são provenientes, principalmente, do alto consumo de água, tanto para dessedentação animal bem como para limpeza dos locais de confinamento, produzindo um efluente líquido conhecido como Água Residuária da Suinocultura (ARS) (MAPA,2016). A ARS é rica em matéria orgânica, nutrientes, como nitrogênio e fósforo, sólidos suspensos e microrganismos patogênicos (PEREIRA *et. al.*,2010, URBINATIE OLIVEIRA, 2014). Devido ao grande volume produzido, à elevada concentração de poluentes e à emissão de gases do efeito estufa (GEE), a atividade suinícola se enquadra em uma atividade de grande importância ambiental.

Por ser rica em nutrientes, A ARS, tem como principal destinação a agricultura, sendo utilizada na fertirrigação. Nesse processo não são necessários tratamentos mais complexos do efluente, uma vez que seus nutrientes são utilizados como fertilizantes, refletindo em um menor custo no tratamento. No entanto, diante do grande volume de ARS gerada diariamente, essa forma de destinação torna-se muito restrita, visto que o uso excessivo pode ocasionar problemas, como a salinização e impermeabilização do solo, o desequilíbrio de nutrientes, entre outros, provocando danos ambientais, como a poluição do solo, da água e do ar (CONDÉ, M. S *et al.*, 2012).

Diante desse cenário, faz-se necessário alternativas à destinação desse resíduo. Assim, tecnologias que promovam um tratamento mais completo são fundamentais, uma vez que irão gerar um efluente com melhor qualidade, possibilitando, além da fertirrigação, diferentes tipos de reúso.

Em vista disso, tecnologias têm sido estudadas e avaliadas para o tratamento de ARS, visando não só o tratamento, mas também a recuperação e o aproveitamento dos insumos utilizados, de forma a viabilizar a reutilização e possibilitar uma produção mais limpa com consequentes menores impactos ao meio ambiente. Dessa forma, os sistemas de tratamento que

propiciam a remoção da matéria orgânica, dos nutrientes, dos patógenos, redução da emissão dos GEE para a atmosfera e o aproveitamento dos subprodutos gerados, são almejados.

Nesse sentido, a digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa viável para o tratamento de diferentes tipos de resíduos, inclusive os de alta carga orgânica, uma vez que a ação dos microrganismos anaeróbios resulta na produção de biogás, na redução e estabilização da matéria orgânica (DENG *et al.*, 2015; NDOBENIA *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2019). O processo é dividido em quatro fases, a saber a hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Todas elas são realizadas por diferentes grupos de microrganismos em relação sintrófica, tais como as arqueias metanogênicas, que atuam na última etapa e são responsáveis por produzir o biogás, constituído majoritariamente por metano (CH<sub>4</sub>). O biogás é o produto final útil e economicamente valioso, uma vez que ao ser recuperado corretamente pode ser utilizado para a geração de bioenergia, bem como para outros fins, como a utilização no setor de transportes. (LARSSON *et al.*, 2015; DENG *et al.*, 2015; LINDKVIST *et al.*, 2017). Diante disso, o tratamento anaeróbio apresenta-se como uma opção viável tanto na esfera econômica quanto ambiental para o tratamento de ARS.

Os processos de tratamento anaeróbios de alta taxa, em que o reator anaeróbio de manta de lodo anaeróbio e fluxo ascendente (UASB) se enquadra, tornou a digestão anaeróbia uma das tecnologias mais utilizadas para o tratamento de águas residuárias de alta carga orgânica. Assim, o reator UASB, por permitir o acúmulo de alta concentração de biomassa e garantir boas eficiência e estabilidade do processo em curtos tempos de detenção hidráulica (TDH), é uma tecnologia amplamente utilizada para o tratamento de águas residuárias. Esse reator foi desenvolvido na década de 1970, e é bastante conhecido por seus benefícios, como a boa eficiência de remoção de matéria orgânica, isto é, alto grau de estabilização do efluente, o baixo custo de instalação e operação, a baixa demanda por área, a baixa geração de lodo de descarte e por possibilitar a geração e captação de biogás de alto valor energético.

O UASB é equipado por um dispositivo interno de separação trifásica, responsável por separar sólidos, líquidos e gases. Através deste, ocorre a retenção de lodo e o acúmulo de biomassa altamente ativa, na forma de grânulos de lodo ou flocos densos, no reator (YANG *et al.*, 2019). O perfil de sólidos no UASB varia desde partículas muito densas e granulares a partículas mais dispersas e leves, as primeiras apresentam boa capacidade de sedimentação, formando, no fundo do reator, o leito de lodo. Já as segundas ficam situadas no topo do reator, constituindo a manta de lodo. Diante disso e da dinâmica de crescimento bacteriano, parâmetros como o TDH, o tempo de retenção de sólidos (TRS) e a Carga Orgânica Volumétrica (COV), devem ser adequadamente mensurados para garantir a manutenção de uma alta concentração

de biomassa no reator e tempo suficiente para o contato entre a biomassa e o efluente a ser tratado, de forma a evitar o carreamento da biomassa e o surgimento de falhas e ineficiências no sistema (YANG *et al.*, 2019).

Trabalhos, como os de SONG *et al.* (2010) e OLIVEIRA & SANTANA (2011), avaliaram a utilização do UASB no tratamento de ARS e obtiveram eficiências altas de remoção de DQO, entre 79 e 88%. Apesar dos bons resultados, dificilmente o efluente que deixa o reator anaeróbio atende aos padrões estabelecidos pela legislação brasileira, associado, principalmente, ao baixo desempenho na remoção de nutrientes e patógenos (Karakashev *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2019). Dessa forma, exige-se um tratamento adicional que seja capaz remover os nutrientes, patógenos e matéria orgânica remanescentes.

Nesse sentido, novos sistemas de tratamento de água residuais conhecidos como híbridos, foram introduzidos nos últimos anos, objetivando gerar um efluente de melhor qualidade. Esses sistemas combinam processos biológicos, químicos e físicos em um único sistema ou unidades separadas. No entanto, existem poucos relatos de tecnologias híbridas tratando águas residuais da suinocultura. Dessa forma, González-Tineo (2020), em seu estudo, buscou avaliar utilização de um reator híbrido anaeróbio-aeróbio tratando ARS, que operem com curtos TDH (< 1d) e altas COV (>10 kgDQO/m<sup>3</sup>.d). Entre seus resultados, o autor concluiu que o nitrogênio acumulado que não havia sido previamente removido na parte anaeróbia do sistema, foi quase que totalmente removido por nitrificação-desnitrificação simultâneas (SND, *simultaneos nitrification denitrification*) no leito compactado aeróbio. Outros autores apontaram que tecnologias aeróbias com SND são as mais promissoras para o pós-tratamento de ARS.

De acordo com Rollemberg *et al.* (2018), o lodo granular aeróbio (LGA) é uma tecnologia emergente que tem sido o foco de diversos trabalhos no tratamento de águas residuais de alta carga orgânica. Autores, como Bengtsson *et al.* (2018) e Nancharaian *et al.* (2019), trouxeram em seus estudos comparações e considerações que impulsionam o uso do LGA em detrimento de outras tecnologias aeróbias, como o lodo ativado e o biorreator de membrana. Entre as vantagens econômicas e estruturais, pode se elencar a redução significativa da área de implantação, dos custos operacionais e o menor consumo de energia.

É importante mencionar que os grânulos aeróbios formados no LGA apresentam uma estrutura microbiana resistente, que possibilita uma boa capacidade de sedimentação e alta retenção de biomassa, bem como a capacidade de lidar com altas taxas de carga orgânica. Além disso, segundo Rollemberg *et al.* (2018) e Nancharaiah *et al.* (2019), é possível que esses grânulos sejam formados por zonas aeróbia, anaeróbias e anóxicas, resultando em uma

variedade de populações microbianas, o que propicia a remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo das águas residuais.

Nesse sentido, o presente estudo visou avaliar a eficiência de um sistema UASB-LGA no tratamento da ARS, com foco na produção de água de reúso, observando a viabilidade de reúso na própria suinocultura.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1. Água Residuária

A ARS usada ao longo de todo o experimento foi proveniente da higienização das baias dos setores gestação, maternidade, creche e terminação do sistema de criação de suínos do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal do Ceará em Fortaleza, Brasil, sendo, portanto, composta por dejetos, restos de comida, urina e outros excretas. Cabe mencionar que os suínos, ao longo do experimento, foram alimentados com ração à base de milho e soja com complemento vitamínico e mineral.

As coletas ocorreram com periodicidade semanal e, quando realizadas, reuniam todo o conteúdo produzido do dia. Após a coleta, a ARS *in natura* era submetida a um processo de peneiramento, com peneira estática de malha de 2 mm, com o intuito de retirar os sólidos grosseiros presentes, simulando um tratamento preliminar. Em seguida, o efluente era transportado, dentro de um tanque de 50L, para o Laboratório de Saneamento Ambiental (LABOSAN) situado na UFC, local em que o sistema de tratamento estava instalado em escala laboratorial e onde os experimentos científicos foram realizados. É importante mencionar que a ARS, antes de ser armazenada sob refrigeração a 4°C, era previamente homogeneizada e caracterizada para posterior tratamento.

### 2.2. Sistema de Tratamento

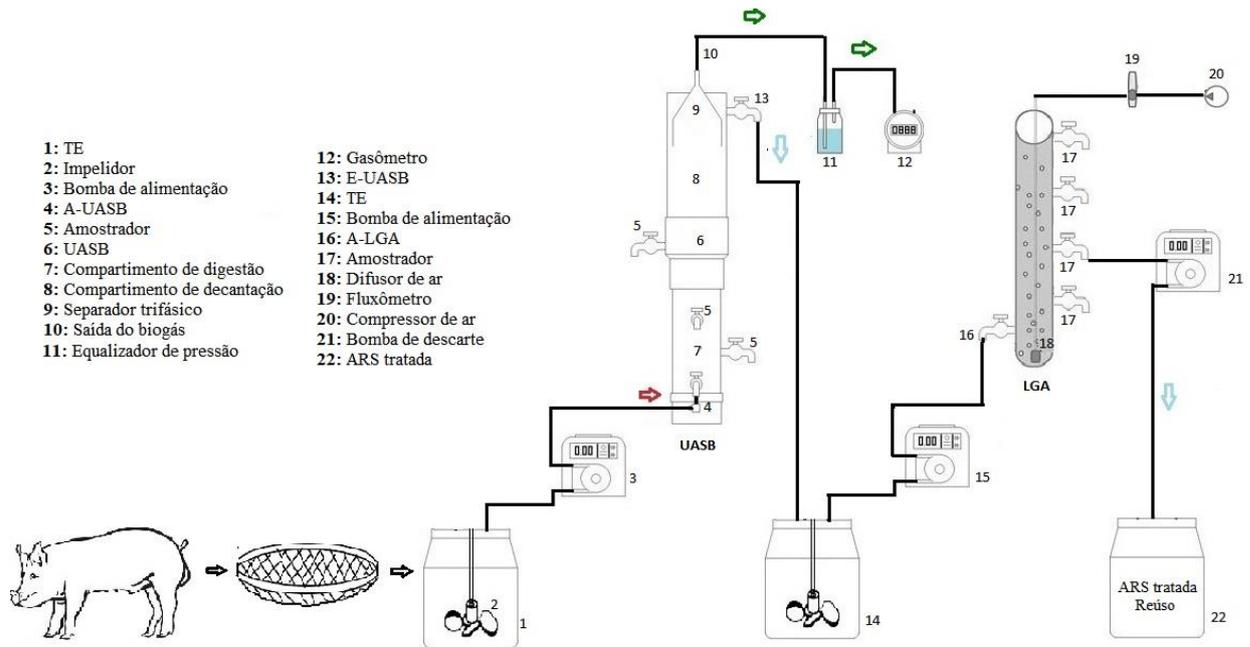
O sistema de tratamento consistia em um reator UASB, encarregado do tratamento anaeróbio, sequencialmente integrado a um pós-tratamento aeróbio realizado por um LGA. Nesse sentido, o presente estudo analisou o funcionamento do sistema por um período igual a 90 dias. Os reatores foram instalados em série, conforme mostrado na Figura 1.

A ARS, após passar pelo tratamento preliminar e antes desta alimentar o sistema, era acondicionada em um Tanque de Equalização (TE) sob refrigeração à 4 °C e em constante agitação mecânica. Em seguida, com o auxílio de uma bomba peristáltica ColeParmer MasterFlex L/S 7522-30, a ARS era recalçada para o reator UASB, focando na remoção de matéria orgânica e produção de biogás. Após isso, o efluente era encaminhado por gravidade para outro TE, sob as mesmas condições do primeiro. Na sequência, esse afluente pré-tratado era recalçado para o pós-tratamento no LGA, com o auxílio de uma bomba diafragma (pulso), sendo submetido a tratamento aeróbio. É importante salientar que as condições de temperatura

a 4°C e a constante agitação da ARS mantida nos TE foram fundamentadas com a finalidade de evitar a biodegradação natural da ARS, buscando garantir, assim, a manutenção da composição da mesma e a homogeneização do efluente.

O reator UASB foi construído de Policloreto de Vinila (PVC) em formato cilíndrico, com diâmetros internos de 100 mm e 75 mm, com capacidade de 3,25 L. Os compartimentos de digestão e decantação do reator tinham 29,7 cm e 33,2 cm de altura, com capacidade para 1,3 L e 1,7 L, respectivamente. Ao longo do comprimento do compartimento de digestão foram acoplados, de forma equidistante, quatro amostradores de lodo, utilizados para análises do lodo em diferentes partes do reator. Na altura de 17 cm do compartimento de decantação, foi inserido um separador trifásico, responsável por separar as fases líquida, sólida e gasosa no interior do reator. O gás defletido segue pelo separador, sendo coletado e encaminhado a um frasco de Mariotte por meio do qual foi monitorado a produção do biogás.

O reator aeróbio por sua vez foi construído em acrílico em formato cilíndrico, com diâmetro interno (D) de 10 cm e uma altura útil (H) de 100 cm, resultando em uma relação H/D de 10 que, segundo Rolleberg *et al.* (2018), mostra-se um valor adequado para estudo em escala piloto em laboratório, propiciando uma formação bem definida de grânulos aeróbios, embora não seja viável na maioria das aplicações em escala real. O reator operou com uma troca volumétrica de 50% em regime intermitente com um tempo de ciclo igual a 12 horas. Como o reator continha um volume útil de 6,6 L, a cada ciclo ele foi alimentado com 3,3 L. Dentro do reator, a mistura do efluente foi realizada através de aeração proveniente de um compressor de ar conectado, por meio de uma mangueira, a um difusor poroso que se localizava no fundo do reator. A vazão de ar aplicada foi de 5,5 L min<sup>-1</sup>, e seu controle foi realizado por um fluxômetro de ar. Ao final de cada ciclo, o efluente era coletado em um tanque para realização das análises e averiguação das condições do efluente para aplicação no reúso.



**Figura 1** - Fluxograma do sistema de tratamento de água residuária da suinocultura em reator UASB seguido de um LGA como pós-tratamento.

Obs.: as setas indicam o fluxo do afluente (vermelho), do efluente tratado (azul) e do biogás (verde).

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

### 2.3. Partida e Operação dos reatores

O processo utilizado para a partida do reator UASB foi a inoculação. O lodo inoculado foi proveniente de um reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) instalada no bairro de Aracapé, em Fortaleza-Ce. Após a inoculação do lodo durante a partida do reator, o volume ocupado pelo mesmo foi de cerca de 40% do volume do reator, isto é, 1,3 L do seu volume útil. Esse método foi escolhido por demandar menor tempo de partida quando comparado ao método sedimentação, no qual o lodo se forma dentro do reator através da decantação e retenção de sólidos presentes na própria água residuária. Conforme Neves *et al.* (2015), foram necessários 90 dias para a formação da manta e do leito de lodo em um reator UASB que fora utilizado para o tratamento de água residuária da suinocultura.

Alguns autores, como Deng *et al.* (2007), Montes *et al.* (2019), Song *et al.* (2010), Wang *et al.* (2014), Xu *et al.* (2019) e Yang *et al.* (2019), utilizaram como parâmetros de partida e operação de reatores UASB no tratamento de ARS valores de TDH superiores a 24 horas e COV abaixo de  $10 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , com a prerrogativa de que valores altos de COV e TDH

muito baixos causariam instabilidades no reator, afetando o sistema de tratamento. Contudo, no presente trabalho, diante da necessidade de se tratar grande quantidade de carga orgânica em um tempo menor, a partida foi realizada sob condições de alta carga.

Dessa forma, o UASB foi alimentado com ARS com uma DQO de  $5 \text{ g L}^{-1}$  a uma vazão de  $4,5 \text{ mL min}^{-1}$ . Nessas condições o reator foi caracterizado com uma Carga Orgânica Volumétrica (COV) de aproximadamente  $10 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , uma Carga Hidráulica Volumétrica (CHV) de  $1,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , um TDH de 12 h e uma velocidade ascensional (VA) de  $0,14 \text{ m h}^{-1}$ . Os valores da DQO afluente, Q, COV, CHV e TDH foram mantidos constantes durante os 96 dias de experimento. O desempenho do reator UASB foi analisado coletando amostras compostas do seu afluente e efluente, duas vezes na semana, para quantificação dos parâmetros apresentados na Tabela 1.

No LGA, foram inoculados 3,3 L de lodo, isto é, 50% do volume do reator. Esse lodo foi proveniente de um sistema de lodo ativado convencional, utilizado para o tratamento de esgoto sanitário de uma indústria têxtil localizada na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil. Em seguida, iniciou-se o ciclo com a fase de alimentação, na qual 3,3 L de ARS pré-tratada no UASB foi recalçada para o interior do reator, processo que ocorreu em um espaço de tempo de 20 minutos - Tempo de Alimentação (TA). Após completar o volume útil do reator iniciou-se o processo de biodegradação, constituído por uma fase de reação anaeróbia com duração de 120 minutos - tempo de reação anaeróbio (TRAn) - e uma fase de reação aeróbia, com duração de 559 minutos - tempo de reação aeróbio (TRA). Ao fim do processo de reação aeróbia, o aerador foi desligado para propiciar a separação entre o lodo e o sobrenadante denominado de fase de sedimentação, que durou 20 minutos - tempo de sedimentação (TS).

Na última fase ocorreu o descarte do efluente tratado, com duração de 1 minuto - tempo de descarte - TD, totalizando um tempo de ciclo - TC de 12 horas. Ao final de cada ciclo a biomassa mantida dentro do reator recebia uma nova alimentação, portanto o processo de granulação aeróbia foi desenvolvido em um Reator de Batelada Sequencial (RBS). A duração de cada fase foi mantida constante, e o acionamento dos equipamentos (bomba de alimentação, bomba de descarte e compressor) foram controlados através de times digitais programáveis da marca HYX, tornando o experimento automatizado. Os valores mencionados acima, que constituíram o tempo de ciclo, foram determinados baseando-se no trabalho de Rollemberg *et al.* (2018).

## 2.4. Monitoramento do Sistema

O monitoramento do sistema foi realizado através da coleta de três amostras, correspondentes ao afluente do sistema, efluente do reator UASB e efluente do LGA. As amostras foram coletadas duas vezes por semana e foram submetidas à análise dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1** - Parâmetros e procedimentos analíticos utilizados para monitoramento do sistema.

Parâmetros	Procedimentos	Referências
pH	4500-H <sup>+</sup> B	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Alcalinidades total (AT).	Titulação Potenciométrica	Kapp (1984) <i>apud</i> Buchauer (1998)
*Demanda Química de Oxigênio: total (DQOT), particulada (DQOP) e solúvel (DQOS).	5220 D: Método Colorimétrico com digestão em refluxo fechado	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Demanda Bioquímica de Oxigênio: total (DBO520°CT), particulada (DBO520°CP) e solúvel (DBO520°CS).	Incubação: 5210 B; Oxigênio Dissolvido: 4500-O B.; 4500-O C	APHA, AWWA, WPCF (2005)
*Sólidos Totais (ST), Dissolvidos (SD) e Suspensos (SST): Fixos (STF, SDF, SSF) e Voláteis (STV, SDV, SSV)	2540 B; 2540 D; 2540 E	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Amoniacal Total (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4500-NH <sub>3</sub> C. : Método Titulométrico	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio Orgânico (N-org)	4500-N <sub>org</sub> B: Método Micro Kjeldahl	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ), Nitrito (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) e Fósforo Total (PT)	4110 B: Cromatografia de íons	APHA (2012)
Fósforo Total (PT)	4500 – PC	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Cátions e Ânions (Na <sup>+</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	4110 C: Cromatografia de íons	APHA, AWWA, WPCF (2005)
Sulfeto dissolvido (S <sup>2-</sup> )	4500 S <sup>2-</sup>	APHA, AWWA, WPCF (2012)
Óleos e Graxas (O&G)	1664: material extraível em n-hexano	EPA (2010)
Ácidos Graxos Totais (AGV)	Titulação Potenciométrica	Kapp (1984) <i>apud</i> Buchauer (1998)
Oxigênio Dissolvido (OD)	Sonda multiparamétrica (YSI, Modelo Pro 1020)	

Fonte: Elaborada pela autora (2021).

O desempenho operacional do sistema também foi avaliado em relação a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, DBO<sub>5,20°C</sub> e sólidos calculado utilizando a equação 1.

$$E - P(\%) = \left( \frac{C_{AF} - C_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (1)$$

em que:

$C_{AF}$  é o valor/concentração do indicador de matéria orgânica (DQO, DBO<sub>5,20°C</sub> e sólidos) quantificado no afluente (mg L<sup>-1</sup>);

$C_{EF}$  é o valor/concentração do indicador de matéria orgânica (DQO, DBO<sub>5,20°C</sub> e sólidos) quantificado no efluente (mg L<sup>-1</sup>);

P representa o indicador de matéria orgânica (DQO, DBO<sub>5,20°C</sub> e sólidos) utilizado no cálculo da eficiência.

É importante mencionar que, nos sistemas constituídos por mais de um estágio de tratamento como neste trabalho, o primeiro reator é responsável pela hidrólise parcial de matéria orgânica particulada, e o segundo pela estabilização dos compostos solúveis formados no primeiro reator. Dessa forma, entende-se que a DBOP no efluente é referente à contribuição de SSV do lodo que foi lavado, desse modo não deveria ser usada para caracterizar a eficiência de remoção da matéria orgânica em processos secundário, visto que o objetivo desses é a remoção da matéria orgânica solúvel. Destarte, neste trabalho, fez-se análise de duas situações de eficiência denominadas E1 - DQO e E1 - DBO e E2 - DQO e E2 - DBO utilizando as equações 2 e 3, para fundamentar a influência da lavagem do lodo na eficiência de remoção de matéria orgânica.

$$E1 - DQO \text{ e } E1 - DBO(\%) = \left( \frac{C_{AF} - C1_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (2)$$

$$E2 - DQO \text{ e } E2 - DBO(\%) = \left( \frac{C_{AF} - C2_{EF}}{C_{AF}} \right) \times 100 \quad (3)$$

Em que:

$C_{AF}$  é a DQOT ou DBOT quantificado no afluente (mg L<sup>-1</sup>)

$C1_{EF}$  é a DQOT ou DBOT quantificado no efluente (mg L<sup>-1</sup>)

$C2_{EF}$  é a DQOS ou DBOS quantificado no efluente (mg L<sup>-1</sup>)

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1. Tamponamento: pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis Totais

Os valores médios de pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos graxos voláteis (AGV) do sistema, obtidos ao longo dos 90 dias de operação do reator, são encontrados na Tabela 2. Os valores médios do pH do E-UASB e E-LGA indicam que o sistema operou com o pH na faixa da neutralidade (Tabela 2), ideal para o desenvolvimento de processos microbiológicos. No E-UASB, o valor do pH foi superior, comparado aos valores do afluente e do reator E-LGA. No entanto, manteve-se dentro da faixa estável de formação de metano que, segundo Chernicharo (2007), é de 6,0 a 8,0.

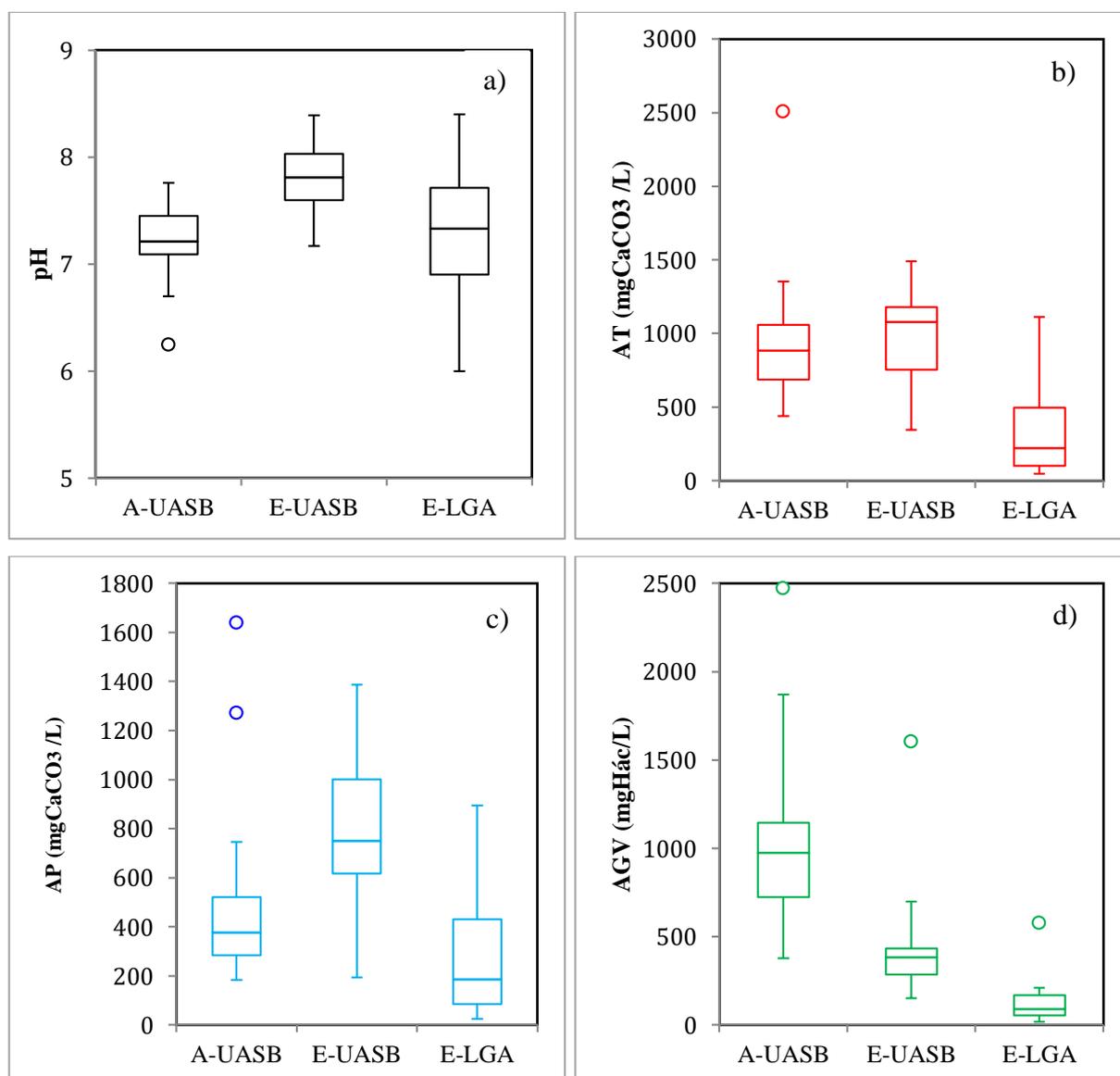
**Tabela 2** - Valores médios do pH, alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP), alcalinidade intermediária (AI) e ácidos voláteis totais (AVT), obtidos durante a operação do sistema com um reator UASB e um LGA.

Parâmetro	A-UASB	E-UASB	E-LGA
pH	7,21±0,33	7,81±0,31	7,31±0,59
AT (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	924,07 ± 430,95	994,73±319,58	347,29±317,99
AP (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	490,38±379,57	785,21±319,20	285,02±275,42
AI (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	780,09±881,16	253,12±186,83	74,73±68,82
AGV (mgHác L <sup>-1</sup> )	1056,57±501,66	418,92±291,48	124,55±114,7

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Na Figura 2, os gráficos (b) e (c) mostram um aumento da AT e AP do afluente para o efluente do UASB, respectivamente, possivelmente pela formação de nitrogênio amoniacal a partir da hidrólise das proteínas presentes, o que aumenta a capacidade de tamponamento do sistema. Uma outra pequena parcela pode ter sido advinda da formação de bicarbonato na etapa da metanogênese. Diante disso, pode se concluir que o reator anaeróbio apresentou condições ideais de funcionamento e estabilidade, uma vez que durante o processo não houve instabilidades no tamponamento do sistema, nem situações de produção elevada de ácidos, o que causaria o azedamento do sistema e afetaria a produção de metano. Já a redução dos valores médios de alcalinidade do E-UASB para o E-LGA pode ser um indicativo de alta atividade nitrificante, uma vez que há o consumo da alcalinidade do meio no processo de nitrificação. No entanto, a manutenção do valor do pH no LGA próximo à neutralidade ratificou a boa capacidade de tamponamento do sistema, que pode ter sido alcançada devido à elevada

alcalinidade da ARS pré-tratada no UASB. Por fim, através da Figura 2, no gráfico (d), é possível observar a diminuição da concentração de AGV ao longo do sistema, o que confirma a eficiência operacional dos reatores, mostrando que não houve a inibição da atividade dos microrganismos anaeróbios e aeróbios. Em vista disso, não foi necessário o uso de procedimentos para correção do pH ao longo do experimento.



**Figura 2** - Box-plot dos valores de pH (a), alcalinidade total (b), alcalinidade parcial (c) e ácidos graxos voláteis (d).

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

### 3.2. Remoção de Matéria Orgânica

As concentrações de DQO, DBO e Sólidos entre o afluente e o efluente dos reatores são parâmetros que refletem a capacidade de estabilização da matéria orgânica do sistema.

Os valores médios de  $DQO_T$ ,  $DQO_P$  e  $DQO_S$  no A-UASB foram  $5151 \pm 327$ ,  $3978 \pm 505$  e  $1174 \pm 434$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Após a ARS percorrer o sistema, os valores reduziram para  $446 \pm 243$ ,  $295 \pm 236$  e  $151 \pm 78$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já os valores de  $DBO_T$ ,  $DBO_P$  e  $DBO_S$  no afluente foram, em média,  $2903 \pm 638$ ,  $2231 \pm 581,8$  e  $672 \pm 262$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. E ao final do sistema, foram de  $194 \pm 110$  mg L<sup>-1</sup>,  $152 \pm 90$  mg L<sup>-1</sup> e  $42 \pm 34$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. A dinâmica de redução desses parâmetros pode ser mais bem avaliada na Figura 3.

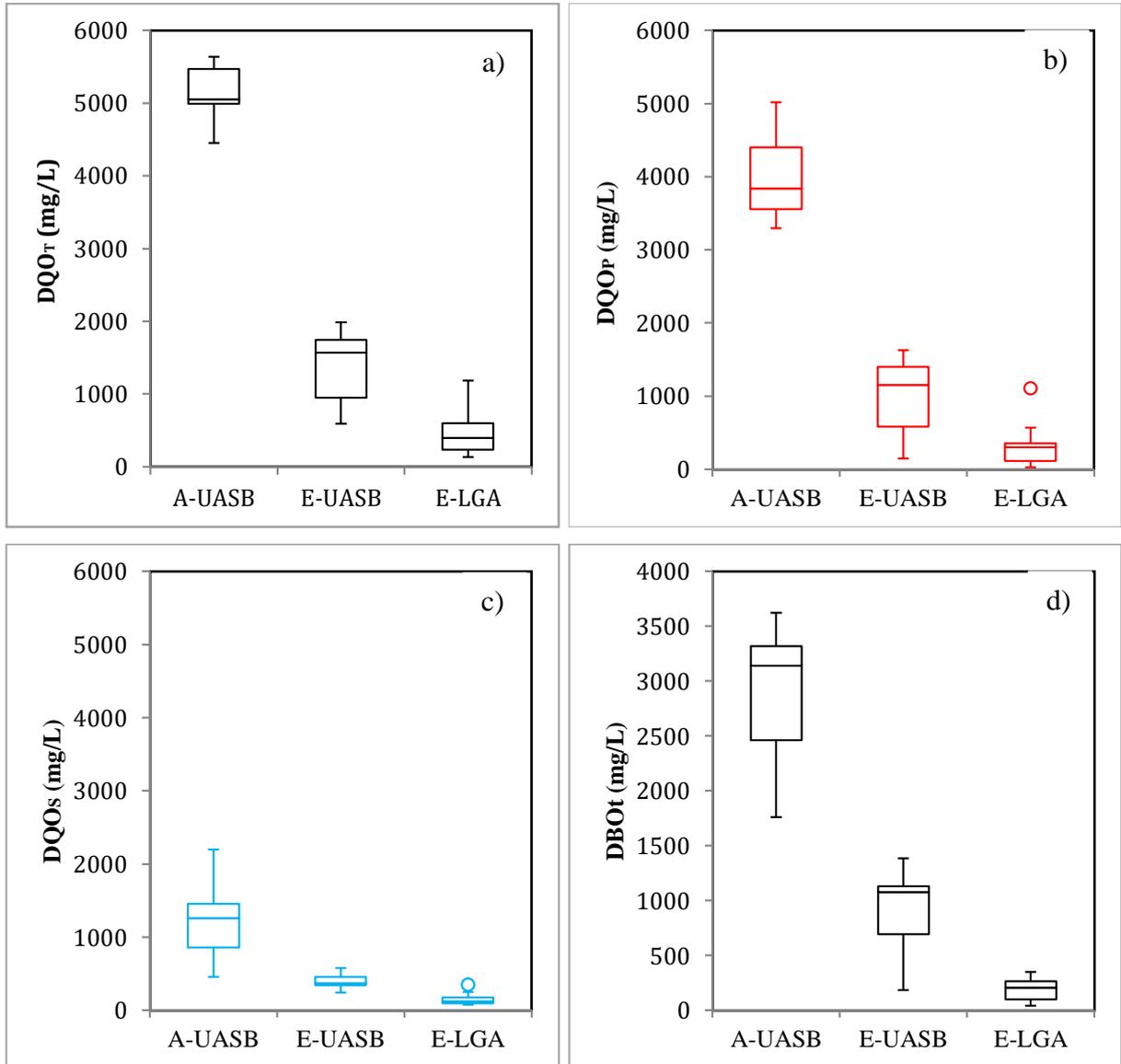
As eficiências médias de remoção de  $DQO_T$  e  $DBO_T$  foram, respectivamente, de  $73,3 \pm 8,5\%$  e  $68,1 \pm 14,6\%$  no UASB e de  $63,6 \pm 24\%$  e  $72,8 \pm 18,2\%$  no LGA, resultando em  $91,3 \pm 4,6\%$  e  $93,2 \pm 2,7\%$  de eficiências para o conjunto UASB + LGA. Resultados similares foram obtidos por Oliveira *et al.* (2020), os quais estudaram o desempenho de um sistema composto por um reator UASB, um filtro aerado biológico submerso (SABF) e um sistema de wetlands construídos com fluxo subsuperficial horizontal (HSSF-CW) tratando ARS e obtiveram eficiências de remoção de  $DQO_T$  e  $DBO_T$  de 92% e 97%, respectivamente. Já Duda *et al.* (2015) estudaram um sistema composto por um reator anaeróbio horizontal com manta de lodo (HARSB) seguido de três reatores anaeróbios horizontais com leito fixo (HARFB) no tratamento de ARS e obtiveram valores inferiores a 70% de remoção de DQO.

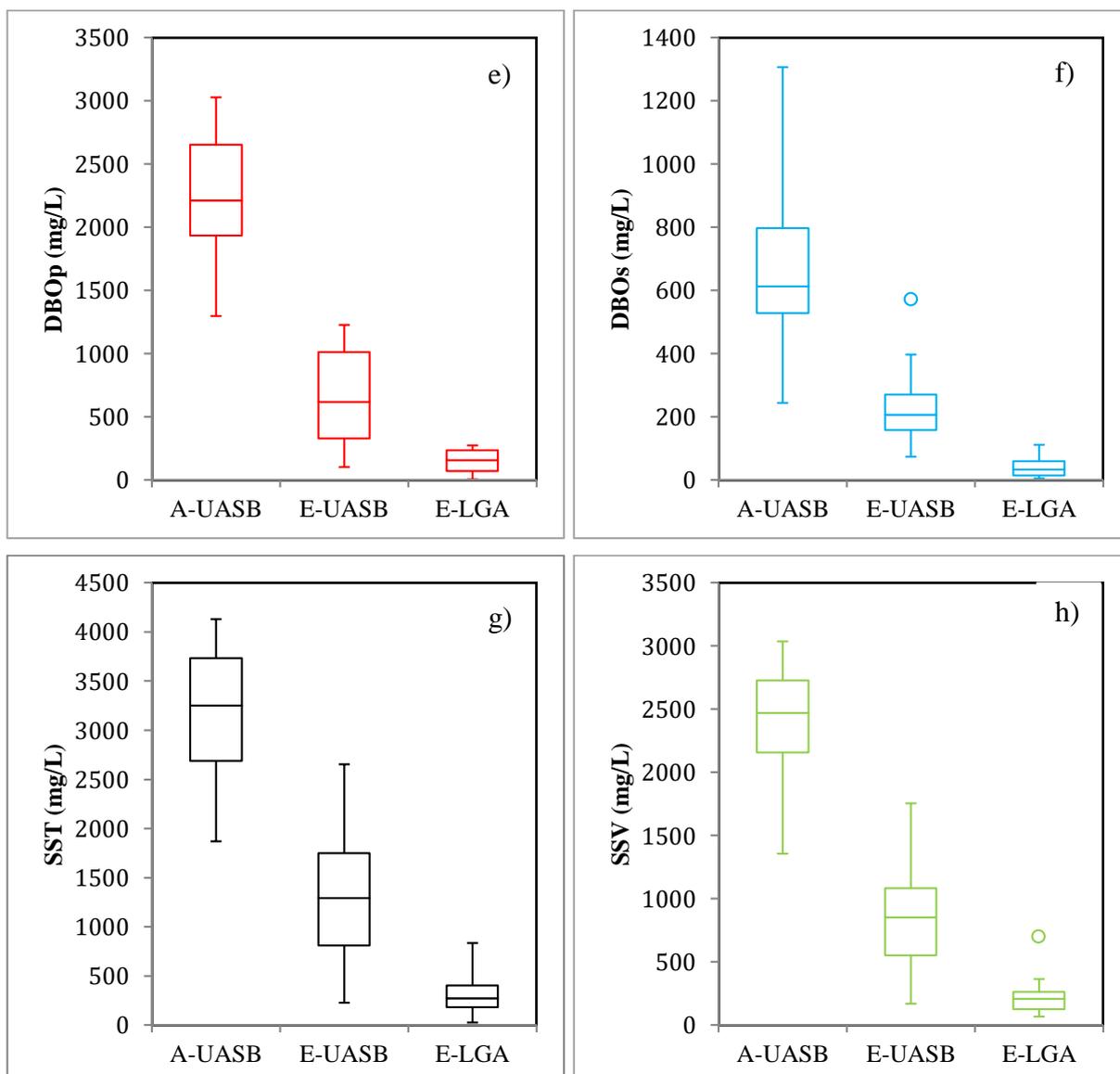
Contudo, vale salientar que os valores de remoção de DQO real e DBO real do sistema foram de 97,1% e 98,6%, respectivamente. Embora esse valor seja mais representativo da realidade, uma vez que desconsidera o lodo lavado do sistema, ele não é contemplado nas legislações ambientais.

Os valores médios SST e SSV no A-UASB foram de  $3185 \pm 719$  e  $2388 \pm 512$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os valores observados de SSV mostram que a ARS apresenta uma composição de material orgânico constituída predominante por sólidos suspensos. Ao final do sistema, os valores de SST e SSV decresceram para  $320 \pm 200$  e  $259 \pm 234$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. As reduções podem ser mais bem avaliadas nas Figuras 3g e 3h.

A eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e de sólidos suspensos voláteis (SSV) no sistema foram de  $89,5 \pm 6,8\%$  e  $87,5 \pm 14,9\%$ , respectivamente. Os resultados foram eficazes, uma vez que, utilizando apenas reatores anaeróbios – um HARSB seguido de três HARFB - no tratamento de ARS, Duda *et al.* (2015) obtiveram eficiências de 72% e 75%, respectivamente. Já Abou-Elela *et al.* (2015) estudaram um sistema composto por um reator

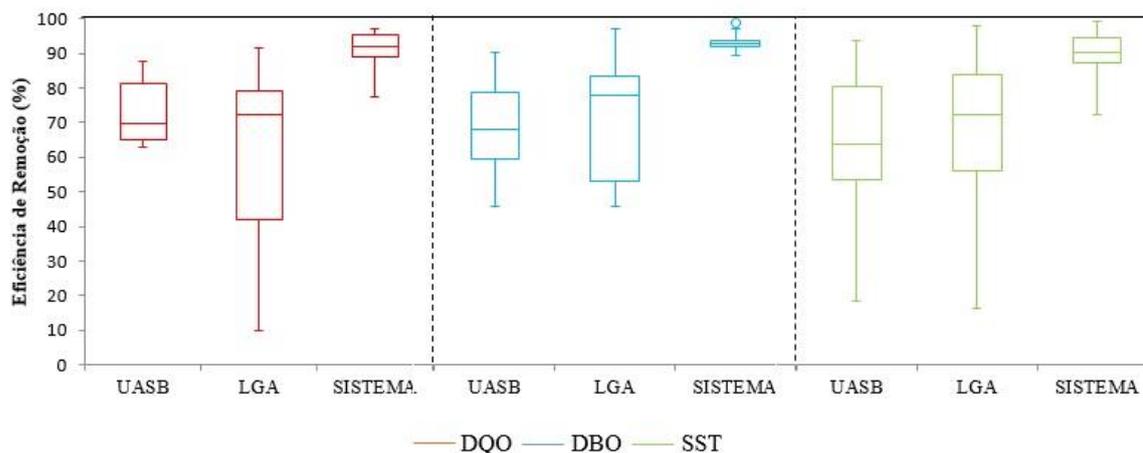
UASB seguido por filtro biológico aerado como pós-tratamento tratando águas residuais municipais com COV inferiores à deste trabalho e obtiveram eficiência de remoção de SST de 95% em todo o sistema.





**Figura 3** - Box-plot dos valores de DQO total (a), particulada (b) e solúvel (c); DBO total (d), particulada (e) e solúvel (f).

Fonte: Elaborado pela autora (2021).



**Figura 4** - Eficiências de remoção de DQO, DBO e SST no UASB, LGA e no Sistema.

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

A Figura 4 traz a eficiência de remoção observada em cada reator e no sistema completo deste trabalho. Os valores de remoção de DQO, DBO e SST no sistema variaram de 77 a 97 %, 89 a 99% e de 72 a 99%, respectivamente. Como mostra a figura, as remoções foram bem maiores quando avaliado o conjunto UASB-LGA, indicando a importância de um tratamento anaeróbio seguido de um pós-tratamento aeróbio para o polimento final da ARS.

### 3.3. Remoção de Nutrientes

Os nutrientes presentes naturalmente na ARS foram quantificados sendo as concentrações médias dos nutrientes no afluente do UASB e no efluente do UASB e do LGA apresentadas na Tabela 3.

**Tabela 3** - Concentrações médias de nutrientes no afluente e efluente do reator UASB e efluente do reator LGA.

Parâmetro	A-UASB	E-UASB	E-LGA
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	26 ± 13	24 ± 14	29 ± 10,9
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	23 ± 15,6	24,9 ± 13,7	37 ± 17,9
Na <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	45,25 ± 19,2	41,8 ± 13,9	41,2 ± 11
Ca <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	54,35 ± 21	57,7 ± 21,2	57 ± 19,5
Mg <sup>2+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	45,2 ± 9	44 ± 6,2	41,9 ± 5,5
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	294,15 ± 122,5	212,36 ± 97,3	80,42 ± 62,45
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	92,16 ± 31,4	138,4 ± 43,9	25,3 ± 33,8
N <sub>Org</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	196,85 ± 85	85,6 ± 76,7	36 ± 25,9
K <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	113 ± 49,6	124,2 ± 51,3	116 ± 34,8
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0	0	5,3 ± 12,9

<b>N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>1,2 ± 2,5</b>	<b>1,7 ± 2,9</b>	<b>74 ± 68</b>
---	------------------	------------------	----------------

Fonte: Elaborado pela autora (2021).

Os valores médios de NTK no A-UASB, E-UASB e E-LGA foram de  $294 \pm 122,5$ ,  $212,4 \pm 97,3$  e  $80,4 \pm 62,45$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Já as concentrações médias de N<sub>Am</sub> foram de  $92,2 \pm 31,4$ ,  $138,4 \pm 43,9$  e  $25,3 \pm 33,8$  mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. No E-UASB, houve um acréscimo no valor do N<sub>Am</sub> em relação ao valor do A-UASB, isso se deu devido à degradação dos compostos nitrogenados no reator UASB, onde o N<sub>Org</sub> é transformado em N<sub>Am</sub>, processo conhecido como amonificação. Porém, ao ser tratado no LGA o efluente apresentou um valor inferior indicando que o reator aeróbio foi fundamental para a remoção do nitrogênio amoniacal gerado no UASB.

As eficiências médias de remoção de NTK, N<sub>Am</sub> e N<sub>Org</sub> resultantes do sistema foram de  $73,6 \pm 22,4\%$ ,  $86 \pm 13,7 \%$  e  $80,4 \pm 18\%$ , respectivamente. Diante desses resultados pode-se inferir que houve atividade nitrificante eficiente no reator aeróbio.

A eficiência de remoção de fósforo total no UASB, LGA e no Sistema foram de  $60,3 \pm 16,4 \%$ ,  $37,1 \pm 26,1\%$  e  $75 \pm 11,9 \%$ , respectivamente. Segundo Stazi e Tomei *et al.* (2018) valor observado no UASB é considerado alto para processos anaeróbios. No estudo de Guimarães de Oliveira *et al.* (2021), utilizando um reator UASB no tratamento de ARS, resultados similares de remoção de fósforo foram obtidos. Tais autores concluíram que o que resultou na redução das concentrações de P<sub>T</sub> estava ligada, principalmente, à remoção de SST, isto é, à remoção física do reator. Além disso, a baixa remoção observada no reator aeróbio pode ter resultado do acúmulo de nitrato no reator que promove a competição entre organismos acumuladores de fosfato (PAO) e microrganismos heterotróficos desnitrificantes, afetando negativamente a remoção de fósforo. No estudo de Duda, R.M. e Oliveira, R.A. (2011), utilizando um sistema de tratamento anaeróbio em dois estágios constituído por um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente no tratamento de ARS e um filtro biológico percolador (FBP) como pós-tratamento, obtiveram uma remoção P<sub>T</sub> superior variando de 71 a 84% sob diferentes aplicações de COV. É importante mencionar que não houve o acúmulo de nitrato e nitrito no efluente do pós-tratamento, como ocorreu no presente trabalho. Assim como no presente trabalho, Leite *et al.* (2021) estudaram o desempenho de um sistema composto por um UASB seguido de um RBS em duas diferentes etapas, a etapa 2 se assemelhou mais ao presente trabalho, em que o UASB recebeu o despejo bruto, e o RBS o efluente do UASB, e obtiveram uma remoção de P<sub>T</sub> de 50% .

#### 4 REÚSO

A prática de reúso é uma atividade de grande relevância social, econômica e ambiental. Estudos e pesquisas têm sido conduzidos visando tornar esta prática mais comumente aplicada nas estações de tratamento, objetivando uma maior recuperação de recursos e, conseqüentemente, uma economia no tratamento. Para isso, documentos regulatórios nacionais e internacionais têm sido confeccionados trazendo um conjunto de diretrizes e orientações para tal prática, além de elencar diversas modalidades de reúso.

No âmbito nacional há dois importantes instrumentos regulatórios que é a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos de N° 54/2005 (CNRH n° 54) e a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente de N° 02/2017 (COEMA n° 02), ambas trazem em sua redação as modalidades de reúso direto de água não potável: reúso para fins urbanos, agrícolas e florestais, ambientais, industriais e na aquicultura. Contudo, não determinam os parâmetros físico-químicos e padrões de qualidade a serem atendidos em cada modalidade.

Diante disso, o presente trabalho, visando avaliar a viabilidade de reúso da ARS pós tratada nos reatores, baseou-se nas diretrizes e recomendações da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency - USEPA*), as quais têm servido de referência e sido adotadas como normas em diversos países. Além disso, a ARS pós-tratada foi avaliada com base nas condições e padrões de lançamentos de efluentes trazidos pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente de N° 430/2011 (CONAMA n° 430), uma vez que o efluente lançado em corpos d'água pode configurar reúso indireto da água.

Na Tabela 4, estão apresentadas as diretrizes sugeridas pela USEPA, em seu manual intitulado "*Guidelines for water reuse*" (2012), para o reúso do efluente tratado nas diferentes categorias. Já a Tabela 5 traz as condições e padrões de lançamentos de efluentes da CONAMA n°430/2011 e COEMA n°02/2017. É importante mencionar que, para este trabalho, foram analisados os parâmetros físico-químicos de qualidade trazidos nas normas (DBO, DQO, pH, SST e  $N_{am}$ ), não se atentando para os microbiológicos, visto que não foram expressamente abordados e avaliados ao longo do trabalho.

**Tabela 4** - Diretrizes da USEPA para o reuso agrícola, urbano e industrial de esgotos sanitários.

<b>Categoria de Reúso</b>	<b>Tratamento</b>	<b>Qualidade do Efluente</b>
<b>Reúso urbano irrestrito</b>	Secundário + filtração + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 10 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso urbano restrito</b>	Secundário + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso agrícola de culturas alimentares</b>	Secundário + filtração + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 10 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso agrícola de culturas não alimentares</b>	Secundário + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso agrícola de culturas alimentares processadas</b>	Secundário + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Represamentos irrestritos</b>	Secundário + filtração + desinfecção	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 10 mg L <sup>-1</sup>
<b>Represamentos restritos</b>	Secundário + desinfecção	DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso ambiental</b>	Variável, geralmente secundário + desinfecção	DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso Industrial - resfriamento de passagem única</b>	Secundário	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>
<b>Reúso Industrial - Torres de resfriamento recirculantes</b>	Secundário + Desinfecção (coagulação química e filtração podem ser necessárias)	pH 6 a 9 DBO $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup> SST $\leq$ 30 mg L <sup>-1</sup>

Fonte: Adaptado de USEPA (2012).

**Tabela 5** - Padrões e condições de lançamento de efluentes das Resolução CONAMA n° 430/11 e COEMA n° 02/17.

<b>Tipo de Lançamento</b>	<b>Resolução</b>	<b>Padrão de Lançamento adotado</b>
<b>Lançamento direto no corpo receptor – Efluente de qualquer fonte poluidora</b>	CONAMA Art. 16 (I e II)	pH 5 a 9 DBO – remoção mínima de 60% N <sub>am</sub> 20 mg L <sup>-1</sup>
<b>Lançamento direto no corpo receptor – Efluentes do Sistema de Tratamento de Esgotos Sanitários</b>	CONAMA Art. 21 (I)	pH 5 a 9 DBO máximo 120 mg L <sup>-1</sup>

<b>Lançamento direto no corpo receptor – Efluentes não sanitários</b>	COEMA Art. 11	pH 5 a 9 SST até 100 mg L <sup>-1</sup> N <sub>am</sub> 20 mg L <sup>-1</sup> – pH ≤ 8 DQO até 200 mg L <sup>-1</sup>
<b>Lançamento direto no corpo receptor – Efluentes sanitários</b>	COEMA Art. 12	pH 5 a 9 SST até 100 mg L <sup>-1</sup> DBO até 120 mg L <sup>-1</sup>

Fonte: Elaborado pela autora (2012).

Através das Tabelas 4 e 5, pode-se perceber que os valores adotados são muito restritivos para efluentes de alta carga poluidora, como a ARS. Além disso, a adoção de índice de eficiência mínima de remoção, como ocorreu na CONAMA 430/11 no parâmetro DBO, torna essa metodologia duvidosa quando se tratar de efluentes como o do presente estudo, visto que o tratamento pode atingir tal índice e mesmo assim não garantir um efluente com as concentrações aceitáveis para o lançamento/reuso. Cabe mencionar também que não há uma padronização dos padrões adotados, bem como estão ausentes parâmetros importantes na caracterização da qualidade do efluente.

Desse modo, a ausência de um marco regulatório legal em âmbito nacional, torna a prática de reúso incipiente e tardia, sendo necessário o desenvolvimento de um instrumento legal que inclua novos padrões, estabeleça diretrizes que conduzam a prática, bem como regulamente de forma mais apropriada os efluentes gerados nas diversas atividades, como a agroindustrial, de forma a facilitar e garantir um reaproveitamento máximo da água, dos nutrientes e dos insumos presentes.

## 5 CONCLUSÕES

O sistema UASB-LGA apresentou estabilidade quanto ao tamponamento ao longo de todo o experimento, não registrando eventos de azedamento no reator UASB e propiciando condições adequadas para a ocorrência da nitrificação no LGA, uma vez que houve uma remoção de 86% do  $N_{Am}$  no sistema. Embora a eficiência de remoção de fósforo total no LGA tenha sido baixa, uma vez que houve o acúmulo de nitrato no reator, a eficiência média global de remoção do sistema de 75%, indicando, com base em outros estudos, que o conjunto apresentou resultados satisfatórios de remoção de nutrientes.

Mesmo operando sobre condições de alta carga e em baixo TDH, o reator UASB removeu grande parte da matéria orgânica e em conjunto com o reator LGA resultaram em valores superiores a 90% de remoção de DQO e DBO, mostrando a elevada eficiência do sistema. Além disso, as remoções de SST e SSV superiores a 85% ratificam o bom desempenho do sistema.

No entanto, quanto ao reúso, os valores obtidos neste trabalho não alcançaram o estabelecido nas legislações sobre reúso e padrões de lançamento de efluentes USEPA 2012, COEMA 02/2017 e CONAMA 430/2011, visto que são adotados valores muito restritivos de qualidade. Tal aspecto, dificultou o cumprimento da legislação, já que a ARS é composta por uma carga poluidora muito alta, necessitando de um alto nível de tratamento para o alcance dos padrões de qualidade.

Por fim, conclui-se que o desempenho do sistema foi exitoso, apesar de não alcançar os padrões de qualidade para o reúso. Assim, recomenda-se para trabalhos futuros, a adoção de uma tecnologia de baixo custo para o tratamento terciário ou polimento final, como os *wetlands* construídos, de forma a aumentar a remoção de matéria orgânica e de nutrientes, e possibilitar o atendimento aos padrões de qualidade adotados para a prática de reúso.

## REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S.E., Fawzy, M.E., El-Gendy, A.S., 2015. Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. **Ecol. Eng.** 85, 53–57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.022>.
- AKKER, B. V.D.; HOLMES, M.; PEARCE, P.; CROMAR, N. J.; FALLOWFIELD, H. J. Structure of nitrifying biofilms in a high-rate trickling filter designed for potable water pre-treatment. **Water Research**, London, v. 45, n.11, p. 3489 – 3498, 2011.
- BENGTSSON, S., Blois, M., Wilén, B., Gustavsson, D., 2018. A comparison of aerobic granular sludge with conventional and compact biological treatment technologies. **Environ. Technol.** 13, 1479-1487.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, completa e altera a Resolução n° 357, de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília. DF. 2011.
- C. Huang, Y. Shi, J. Xue, Y. Zhang, M. Gamal El-Din, Y. Liu, Comparison of biomass from integrated fixed-film activated sludge (IFAS), moving bed biofilm reactor (MBBR) and membrane bioreactor (MBR) treating recalcitrant organics: importance of attached biomass, *J. Hazard. Mater.* 326 (2017) 120–129.
- CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Coema). Resolução n° 02, de 02 de Fevereiro de 2017. Dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. CE. 2017.
- CONDÉ, M. S. et al. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.2, n.1., p.99-106, Julho, 2012
- D. Karakashev, J.E. Schmidt, I. Angelidaki, Innovative process scheme for removal of organic matter, phosphorus and nitrogen from pig manure, *Water Res.* 42 (15) (2008) 4083–4090.
- de Sousa Rollemberg, S. L., Mendes Barros, A. R., Milen Firmino, P. I., & Bezerra dos Santos, A. (2018). Aerobic granular sludge: Cultivation parameters and removal mechanisms. **Bioresource Technology**, 270, 678–688. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.130>
- DUDA, R. M., & de Oliveira, R. A. (2011). Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 16(1), 91–100. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000100013>
- DUDA, R.M., Vantini, J.d.S., Martins, L.S., Varani, A.d.M., Lemos, M.V.F., Ferro, M.I.T., Oliveira, R.A.d., A balanced microbiota efficiently produces methane in a novel high-rate horizontal anaerobic reactor for the treatment of swine wastewater, **Bioresource Technology** (2015), doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.004>

Emma Lindkvist, Magnus Karlsson, Biogas production plants; existing classifications and proposed categories, **Journal of Cleaner Production** (2017), doi: 10.1016/j.jclepro.2017.10.317

P.A. Gonzalez-Tineo, et al. Performance improvement of an integrated anaerobic aerobic hybrid reactor for the treatment of swine wastewater, **Journal of Water Process Engineering** 34 (2020) 101164. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101164>

J.F. Oliveira et al. Principal component analysis as a criterion for monitoring variable organic load of swine wastewater in integrated biological reactors UASB, SABF and HSSF-CW. **Journal of Environmental Management** 262 (2020) 110386. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110386>

L. Deng, Y. Liu, D. Zheng, L. Wang, X. Pu, L. Song, Z. Wang, Y. Lei, Z. Chen, Y. Long, Application and development of biogas technology for the treatment of waste in China, **Renew. Sustain. Energy Rev.** 70 (2017) 845e851.

LARSSON, M., et al., Upgraded biogas for transport in Sweden e effects of policy instruments on production, infrastructure deployment and vehicle sales, **Journal of Cleaner Production** (2015), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.056>

LEITE, P.F.A.F.; Vich, D.V., Callado, N.H. Tratamento de dejetos de suinocultura em reator anaeróbio com pós-tratamento aeróbio/anóxico. **Eng Sanit Ambient** | v.26 n.3 | maio/jun 2021 | 567-576 <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200009>

M. GUIMARÃES DE OLIVEIRA. *et al.* Effect of microaerophilic treatment on swine wastewater (SWW) treatment: Engineering and microbiological aspects. **Journal of Environmental Management** 299 (2021) 113598. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113598>

NANCHARAI AH, YV, Sarvajith M, Aerobic granular sludge process: A fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment, **Current Opinion in Environmental Science & Health**, <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.09.011>..

NEVES, C.S. *et al.* Partida de reator anaeróbio compartimentado em série com um reator anaeróbio de manta de lodo, utilizando parâmetros de sedimentabilidade para formação da biomassa. **Eng. Sanit. Ambient.** v.20 n.4. out/dez 2015 - 623-634. DOI: 10.1590/S1413-41522015020040119235

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. **Revista Ambiente e Agua, Taubaté**, v.5, n.1, p. 79-88, 2010.

SONG, Minkyung; SHIN, Seung Gu; HWANG, Seokhwan. Methanogenic population dynamics assessed by real-time quantitative PCR in sludge granule in upflow anaerobic sludge blanket treating swine wastewater. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 101, n. 1 SUPPL., p. S23–S28, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.054>>

SONG, Yong Hui et al. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 190, n. 1–3, p. 140–149, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.015>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Guidelines for water reuse. EPA/600/R-12/618 | September 2012.

URBINATI, Estevão; OLIVEIRA, Roberto Alves De. Anaerobic-aerobic treatment of swine wastewater in uasb and batch reactors in series. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 124–142, 2014. Disponível em: [http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S010069162014000100014&lng=en&tlng=en](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S010069162014000100014&lng=en&tlng=en)

USDA. (2020). Livestock and poultry: world markets and trade. *United States Department of Agriculture and Foreign Agricultural Service*, 31. [http://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry](http://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry). PDF

WANG, K., Huang, D., Ying, H., & Luo, H. (2014). Effects of acidification during storage on emissions of methane, ammonia, and hydrogen sulfide from digested pig slurry. **Biosystems Engineering**, 122, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.03.002>

XU, S., Zhu, J., Meng, Z., Li, W., Ren, S., & Wang, T. (2019). Hydrogen and methane production by co-digesting liquid swine manure and brewery wastewater in a two-phase system. **Bioresource Technology**, 293(July), 122041. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122041>

YANG, Hongnan et al. Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. **Renewable Energy**, [s. l.], v. 138, p. 521–530, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.124>

Y.S. Lee, G.B. Han, Pig slurry treatment by a hybrid multi-stage unit system consisting of an ATAD and an EGSB followed by a SBR reactor, *Biosyst. Eng.* 111 (3) (2012) 243–250.

ZHANG, Zheng-zhe et al. Science of the Total Environment Achieving completely anaerobic ammonium removal over nitrite ( CAARON ) in one single UASB reactor : Synchronous and asynchronous feeding regimes of organic carbon make a difference. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 653, p. 342–350, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.401>

ZHENG, Y.M., Yu, H.Q., Liu, S.H., Liu, X.Z., 2006. Formation and instability of aerobic granules under high organic loading conditions. *Chemosphere*. 63, n. 10, 1791-1800..