

KARINA ESTHER VASQUEZ SANJUAN

**REMOÇÃO DE ATIVIDADE BIOLÓGICA EM REATOR UASB SEGUIDO DE
FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientadora: DSc. Ann H. Mounteer

**VIÇOSA – MINAS GERAIS
2024**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

V335r
2023 Vasquez Sanjuan, Karina Esther, 1987-
Remoção de atividade biológica em reator UASB seguido
de filtro biológico aerado submerso / Karina Esther Vasquez
Sanjuan. – Viçosa, MG, 2023.
1 tese eletrônica (107 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.

Orientador: Ann Honor Mounter.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa,
Departamento de Engenharia Civil, 2023.

Referências bibliográficas: f. 76-97.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.063>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.
2. Esgotos - Purificação. 3. Águas residuais - Aspectos
ambientais. 4. Filtros e filtração. I. Mounter, Ann Honor, 1959-.
II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia
Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.
III. Título.

CDD 22. ed. 628.35

KARINA ESTHER VASQUEZ SANJUAN

**REMOÇÃO DE ATIVIDADE BIOLÓGICA EM REATOR UASB SEGUIDO DE
FILTRO BIOLÓGICO AERADO SUBMERSO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 24 de julho de 2023.

Assentimento:

Documento assinado digitalmente
 **KARINA ESTHER VASQUEZ SANJUAN**
Data: 19/02/2024 11:34:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Karina Esther Vasquez Sanjuan
Autora

Documento assinado digitalmente
 **ANN HONOR MOUNTEER**
Data: 19/02/2024 13:35:30-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Ann Honor Munteer
Orientadora

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa, ao Departamento de Engenharia Civil e ao Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, por tornar possível a realização de este curso e permitir a realização desta pesquisa.

À Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior a través do Programa de Estudantes-Convênio de Pós-Graduação da (CAPES-PEC-PG) pela concessão da bolsa de estudos.

À professora e orientadora, Ann Mounteer, meu agradecimento especial, pelo apoio e amizade, por suas observações, pelo empenho e pela dedicação com que me orientou, tornando possível a realização desta tese. Obrigada por acreditar em mim e me incentivar.

Aos servidores do LESA, Marcelo, Capelão e Agostinho pelo auxílio nas coletas, montagem do experimento e companheirismo. Emerson Guerra por todo o serviço administrativo prestado. À Priscila Romana por todo o apoio nas análises em laboratório.

Aos meus colegas de pesquisa e curso, Gemima, Victor, Eder, Gabi, Keila, Adriana e Keivison pelos momentos compartilhados, amizade e cooperação.

Ao melhor estagiário, Paulo, pelo compromisso, dedicação e auxílio valiosíssimo prestado em laboratório e, sobretudo, pela amizade.

Aos meus amigos Colombianos, Camilo, Oscar, Carlos, Victor, Laura entre outros, pela amizade, por ter-se comportado como uma família para mim e fazer minha estadia no Brasil muito mais agradável. A todos os amigos que conquistei durante o doutorado.

À minha família, meus pais Mirtha e Francisco, meus irmãos Kathy, Tito e Isabella, obrigada pelo apoio, entendimento e motivação, vocês são meu constante suporte.

Finalmente agradeço a Deus por me dar a força e a coragem para tornar este sonho realidade, por abençoar-me com as pessoas certas do meu lado e por deixar-me estar aqui.

Enfim, muito obrigada a todos os que participaram direta ou indiretamente neste trabalho porque sem vocês tudo isto não seria possível.

RESUMO

SANJUAN, Karina Esther Vasquez, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, julho de 2023. **Remoção de atividade biológica em reatores UASB seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS).** Orientadora: Ann Honor Mounteer.

Os esgotos domésticos são uma mistura complexa que apresenta toxicidade e micropoluentes em concentrações que agridem o meio ambiente, sendo a principal via de contaminação o lançamento de esgoto bruto e tratado nas águas superficiais. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo avaliar a capacidade de um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS) para remover a toxicidade do esgoto municipal usando dois organismos aquáticos (*Ceriodaphnia dubia* e *Raphidocelis subcapitata*) e a estrogenicidade usando ensaios *in vitro* (yeast *Saccharomyces cerevisiae*). O esgoto bruto foi coletado periodicamente no final da rede coletora do município de Viçosa, Minas Gerais e utilizado para abastecer um reator anaeróbio de fluxo contínuo em escala de bancada. Os efeitos do tempo de detenção hidráulica (TDH) sobre a toxicidade e estrogenicidade foram avaliados. O reator UASB foi operado em TDHs de 6 e 10 horas. Amostras de afluentes e efluentes ao reator UASB foram coletadas periodicamente para caracterização físico-química e ecotoxicológica e avaliação da atividade estrogênica. O desempenho do reator UASB variou com o TDH e a remoção máxima de DQO (77%), DBO (87%) e SST (84%) foi alcançada no TDH de 10 h. Não foram identificadas diferenças significativas para toxicidade e estrogenicidade nos TDHs estudados. O reator UASB não removeu a toxicidade e o esgoto tratado permaneceu tóxico para *C. dubia* e *R. subcapitata*. A toxicidade crônica em *C. dubia* teve uma correlação positiva significativa com as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal (N-NH₃). Para a alga *R. subcapitata*, uma forte correlação positiva significativa foi observada entre a remoção de toxicidade e a remoção de SST. Não foram encontradas diferenças significativas nos efeitos crônicos nos ensaios realizados com *C. dubia* e *R. subcapitata*. O teste *in vitro* mostrou que o tratamento anaeróbio reduziu a estrogenicidade da amostra de 87,2±32,4 para 42,7±29,2 ng equivalentes de 17-β estradiol por litro, e uma correlação positiva significativa entre a remoção de DBO e a remoção da atividade estrogênica foi observada. A atividade estrogênica detectada nesta primeira parte do estudo mostrou a capacidade do reator UASB de reduzir o potencial estrogênico, mas não de removê-lo completamente. De acordo com esses resultados, um segundo estudo foi conduzido para avaliar se diferentes condições operacionais de TDH do FBAS e o uso de diferentes tipos de meio suporte exercem influência na eficiência

do tratamento e na remoção e/ou mitigação dos efeitos ecotoxicológicos de um efluente proveniente do reator UASB operado no TDH de 6h. Este efluente foi utilizado para abastecer três diferentes FBAS em escala de bancada: no filtro 1 foram usados anéis de cerâmica (CE) como material de enchimento, no filtro 2 foi utilizado carvão ativado granular (CAG) e o filtro 3 tinha uma mistura de CE e CAG. Eles foram operados em TDH de 3 e 6h. Amostras de afluentes e efluentes aos FBAS foram coletadas periodicamente para caracterização físico-química e ecotoxicológica. O desempenho dos FBAS variou com o TDH e a remoção máxima de DQO (73%) e DBO (91%) foi alcançada no TDH de 6h. Já a remoção máxima de NKT(79%) e N-NH₃ (83%) foi atingida no TDH de 3h. Não foram identificadas diferenças significativas para toxicidade nos TDHs estudados nem nos meios de suporte usados em cada filtro. Os FBAS não removeram a toxicidade e o esgoto tratado permaneceu tóxico para *C. dubia* e *R. subcapitata*. A eficiência de remoção de toxicidade aguda e crônica em *C. dubia* teve uma correlação positiva significativa com a eficiência de remoção de DBO. Para a alga *R. subcapitata*, o tratamento aeróbio nos FBAS reduziu a toxicidade crônica no TDH de 3h, mas o esgoto tratado ainda foi classificado como tóxico. Não foram identificadas diferenças significativas para atividade estrogênica nos TDHs estudados nem nos meios de suporte usados em cada filtro. O pós-tratamento com os FBAS conseguiu uma redução da estrogenicidade, sendo as eficiências médias de remoção da atividade estrogênica para os TDHs de 3 e 6 horas de 78% e 79%, respectivamente. A eficiência global do tratamento de esgoto doméstico no sistema constituído por reator UASB seguido de filtro biológico aerado submerso foi elevada para remoção de poluentes convencionais, mas não para a remoção de toxicidade.

Palavras-chave: Alga; Amônia; Dafnídeo; DBO; Esgoto doméstico; Estrogenicidade; Toxicidade.

ABSTRACT

SANJUAN, Karina Esther Vasquez, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, July, 2023. **Removal of biological activity in UASB reactors followed by submerged aerated biological filter (FBAS).** Adviser: Ann Honor Munteer.

Domestic sewage is a complex mixture that presents toxicity and micropollutants at concentrations harmful to the environment, with the main route of contamination through discharge of raw and treated sewage to surface waters. In this context, this study aimed to assess the capacity of a system consisting of a UASB reactor followed by a submerged aerated biological filter (FBAS) to remove toxicity from municipal sewage using two aquatic organisms (*Ceriodaphnia dubia* and *Raphidocelis subcapitata*), and estrogenicity using *in vitro* (yeast *Saccharomyces cerevisiae*) assays. Raw sewage was collected periodically at the end of the sanitary sewage collection system in Viçosa, Minas Gerais and used to feed a bench-scale continuous flow anaerobic reactor. The effects of hydraulic retention time (HRT) on toxicity and estrogenicity were evaluated. The UASB reactor was operated at hydraulic retention times (HRTs) of 6 and 10 hours. Influent and effluent samples from the UASB were collected periodically for physicochemical and ecotoxicological evaluation. Performance of the UASB reactor varied with hydraulic retention time (HRT) and maximum COD (77%), BOD (87%) and SST (84%) removals were achieved at 10 h. No significant differences were identified for toxicity and estrogenicity at the HRTs studied. The UASB reactor did not remove toxicity and treated sewage remained toxic to *C. dubia* and *R. subcapitata*. Chronic toxicity in *C. dubia* had a significant positive correlation with total Kjeldahl and ammonia nitrogen (TKN, N-NH₃). For the alga *R. subcapitata*, a strong significant positive correlation was observed between toxicity and total suspended solids removal. No significant differences were found in chronic effects in *C. dubia* and *R. subcapitata* assays. Anaerobic treatment reduced sample estrogenicity from 87.2±32.4 to 42.7±29.2 ng equivalents of 17-β estradiol per liter, and a significant positive correlation between BOD removal and estrogenic activity removal was observed. The estrogenic activity detected in this first part of the study demonstrated the ability of the UASB reactor to reduce the estrogenic potential but not to completely remove it. Based on these results, a second study was conducted to evaluate whether different FBAS operational conditions, HRT and different types of support, influence treatment and removal and/or mitigation of ecotoxicological effects of the effluent from the UASB reactor operated at a HRT of 6h. This effluent was used to feed three different bench-scale FBAS: in filter 1 ceramic rings

(CE) were used as filling material, in filter 2 granular activated carbon (GAC) was used and filter 3 had a mixture of CE and CAG. The filters were operated at 3 and 6h HRTs. Samples of influent and effluents to the FBAS were collected periodically for physical-chemical and ecotoxicological characterization. The performance of the FBAS varied with the HRT and the maximum COD (73%) and BOD (91%) removals were achieved at the 6h HRT. Maximum removals of TKN (79%) and N-NH₃ (83%) were reached at the 3h HRT. No significant differences were identified for toxicity in the HRTs studied or in the support media used in each filter. FBAS did not remove toxicity and treated sewage remained toxic to *C. dubia* and *R. subcapitata*. The acute and chronic toxicity removal efficiency in *C. dubia* had a significant positive correlation with the BOD removal efficiency. For the alga *R. subcapitata*, aerobic treatment in the FBAS reduced chronic toxicity at the 3h HRT, but treated sewage was still classified as toxic. FBAS post-treatment achieved a reduction in estrogenicity, with mean estrogenic activity removal efficiencies for HRTs 3 and 6 hour of 78% and 79%, respectively. The overall efficiency of domestic sewage treatment in the system consisting of a UASB reactor followed by a submerged aerated biological filter was high for the removal of conventional pollutants, but not for the removal of toxicity.

Keywords: Alga; Ammonia; BOD; Daphnid; Domestic sewage; Estrogenicity; Toxicity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação esquemática de um reator UASB.....	21
Figura 2. Esquema de um filtro biológico aerado submerso.....	23
Figura 3. Fluxograma do plano experimental utilizado na pesquisa.....	37
Figura 4. Esquema do reator anaeróbio de bancada tipo UASB utilizado no experimento.	38
Figura 5. Remoção de DBO e DQO no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.....	44
Figura 6. Remoção de SST no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.....	45
Figura 7. Remoção de NKT, N-NH ₃ e P no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.....	46
Figura 8. Unidades tóxicas aguda (UTa) em <i>C. dubia</i> do esgoto bruto e tratado durante operação com TDH de 6 e 10h. Barras de erro representam o desvio padrão.....	48
Figura 9. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para a sobrevivência e reprodução de <i>C. dubia</i> , nas amostras de esgoto bruto e tratado no reator UASB. Barras de erro representam o desvio padrão.....	49
Figura 10. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para o crescimento de <i>R. subcapitata</i> , 72 horas (CI ₂₅ (72h)) nas amostras de esgoto tratado no reator UASB com TDHs de 6 e 10h. Barras de erro representam o desvio padrão.....	51
Figura 11. Atividade estrogênica em equivalentes de 17β-estradiol (EQ-E2, ng/L) das amostras de esgoto bruto e tratado do reator UASB no TDH de 6 e 10 horas. Barras de erro representam o desvio padrão.....	53
Figura 12. Fluxograma do plano experimental utilizado na pesquisa.....	58
Figura 13. Esquema dos FBAS de bancada utilizados no experimento.....	59
Figura 14. Remoção de DBO e DQO nos FBAS nos TDHs de 3 e 6h. (+) significa a média.....	64
Figura 15. Remoção de NKT, N-NH ₃ e P nos FBAS nos TDHs de 3 e 6h. (+) significa a média.....	66
Figura 16. Unidades tóxicas aguda (UTa) em <i>C. dubia</i> do esgoto tratado no reator UASB e nos FBASs durante operação com TDH de 3 e 6h. Barras de erro representam o desvio padrão.....	68
Figura 17. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para a reprodução e sobrevivência de <i>C. dubia</i> , nas amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBAS. Barras de erro representam o desvio padrão.....	69

Figura 18. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para o crescimento de <i>R. subcapitata</i> , 96 horas (CI ₂₅ (96h)) nas amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBASs com TDHs de 3 e 6h. Barras de erro representam o desvio padrão.	70
Figura 19. Atividade estrogênica em equivalentes de 17β-estradiol (EQ-E2, ng/L) das amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBAS com TDHs de 3 e 6 horas. Barras de erro representam o desvio padrão.	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Sistema de classificação da toxicidade (Persoone <i>et al.</i> , 2003).....	39
Tabela 2. Características dos lotes de esgoto bruto utilizado para alimentar o reator anaeróbio	43
Tabela 3. Comparação dos valores de CI ₂₅ para <i>C. dubia</i> e <i>R. subcapitata</i> obtidos a partir da análise do esgoto bruto e esgoto tratado do reator operado com TDH de 6 e 10 horas. ..	52
Tabela 4. Especificações dos compressores de ar usados na pesquisa	59
Tabela 5. Características do CAG usado nos FBAS	60
Tabela 6. Métodos utilizados para caracterização físico-química dos efluentes tratados no reator UASB e nos FBAS	61
Tabela 7. Características dos lotes de esgoto bruto e tratado utilizado para alimentar o reator anaeróbio e os FBAS	63
Tabela 8. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto bruto	98
Tabela 9. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto tratado.	99
Tabela 10. Resultados de toxicidade crônica em <i>C. dubia</i>	100
Tabela 11. Resultados de toxicidade crônica em <i>R. subcapitata</i>	101
Tabela 12. Resultados teste YES	102
Tabela 13. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto bruto e esgoto tratado após reator UASB	104
Tabela 14. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto tratado pelo FBAS.	104
Tabela 15. Resultados de toxicidade crônica em <i>C. dubia</i>	105
Tabela 16. Resultados de toxicidade crônica em <i>R. subcapitata</i>	106
Tabela 17. Resultados teste YES	107

SUMARIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3. REVISÃO DE LITERATURA	17
3.1 Poluentes em esgoto sanitário.....	17
3.2 Digestão anaeróbia	18
3.3 Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)	20
3.4 Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS).....	22
3.5 Ecotoxicologia	25
3.6 Atividade estrogênica	30
CAPÍTULO 1: EFEITO DO TDH SOBRE A REMOÇÃO DE TOXICIDADE E ATIVIDADE ESTROGÊNICA EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO.....	35
1. Introdução.....	35
2. Material e métodos	36
2.1 Planejamento experimental e coleta de amostras	36
2.2 Reator anaeróbio do tipo UASB.....	37
2.3 Caracterização físico – química.....	38
2.4 Caracterização ecotoxicológica	39
2.4.1 Toxicidade crônica – <i>Ceriodaphnia dubia</i>	39
2.4.2 Toxicidade crônica – <i>Raphidocelis subcapitata</i>	40
2.4.3 Testes de sensibilidade.....	41
2.5 Atividade estrogênica – YES.....	41
2.6 Análise estatística dos dados	42
3. Resultados e discussão	42
3.1 Desempenho geral do reator UASB	42
3.2 Ensaio ecotoxicológicos.....	47
3.2.1 Toxicidade aguda em <i>Ceriodaphnia dubia</i>	47
3.2.2 Toxicidade crônica em <i>Ceriodaphnia dubia</i>	49
3.2.3 Toxicidade crônica em <i>Raphidocelis subcapitata</i>	50
3.2.4 Comparação da sensibilidade entre <i>C. dubia</i> e <i>R. subcapitata</i>	52
3.3 Atividade Estrogênica (YES)	52

4. Conclusões.....	54
CAPÍTULO 2: EFEITO DO TDH E DO USO DOS DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE SOBRE A REMOÇÃO DE ATIVIDADE BIOLÓGICA NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS PÓS-REATOR UASB.....	56
1. Introdução.....	56
2. Material e métodos	57
2.1 Planejamento experimental e coleta de amostras	57
2.2 Filtro biológico aerado submerso (FBAS).....	58
2.3 Caracterização físico – química.....	60
2.4 Caracterização ecotoxicológica	61
2.5 Atividade estrogênica – YES.....	61
2.6 Análise estatística dos dados	62
3 Resultados e discussão	62
3.1 Desempenho geral dos FBAS.....	62
3.2 Ensaio ecotoxicológicos.....	67
3.2.1 Toxicidade aguda em <i>Ceriodaphnia dubia</i>	67
3.2.2 Toxicidade crônica em <i>Ceriodaphnia dubia</i>	69
3.2.3 Toxicidade crônica em <i>Raphidocelis subcapitata</i>	70
3.3 Atividade Estrogênica (YES)	71
4. Conclusões.....	73
5. Recomendações	74
CONCLUSÕES GERAIS	75
REFERÊNCIAS	76
APÊNDICE A – RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS	98
APÊNDICE B – RESULTADOS TESTES DE TOXICIDADE	100
APÊNDICE C – RESULTADOS TESTES YES	102
APÊNDICE D – CÁLCULO DA SENSIBILIDADE.....	103
APÊNDICE E – RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS	104
APÊNDICE F – RESULTADOS TESTES DE TOXICIDADE PARA AMOSTRAS DO EFLUENTE TRATADO NOS FBAS.....	105
APÊNDICE G - RESULTADOS TESTES YES NOS FBAS	107

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os micropoluentes são um grande grupo de compostos sintéticos ou naturais, reconhecidos como uma nova classe de contaminantes da água devido aos seus efeitos adversos potenciais ou comprovados nos ecossistemas aquáticos e na saúde humana (VERLICCHI, AL AUKIDY, ZAMBELLO, 2012; TRAN, REINHARD, GIN, 2018; SAIDULU *et al.*, 2021). O grande desenvolvimento de indústrias e tecnologias tem resultado na produção de compostos químicos que estão diretamente associados ao aumento da concentração desses poluentes nos corpos hídricos (BOLONG *et al.*, 2009). A presença deles no ambiente aquático tornou-se um problema ambiental e de crescente preocupação mundial (LUO *et al.*, 2014), despertando grande interesse da comunidade científica e tornaram-se objeto de inúmeras pesquisas nos últimos anos.

Uma das maiores preocupações relacionadas aos micropoluentes é a sua toxicidade, podendo produzir efeitos adversos em organismos expostos a concentrações extremamente baixas (LUO *et al.*, 2014; SAIDULU *et al.*, 2021). A ocorrência dessas substâncias no ambiente aquático tem sido frequentemente associada ao aumento de incidência de câncer, desregulação endócrina e a resistência de microrganismos a antibióticos (PRUDEN *et al.*, 2006; PETROVICH *et al.*, 2020).

Os micropoluentes possuem inúmeras vias de entrada no ambiente, sendo uma das principais o lançamento de esgotos domésticos, mesmo que recebam tratamento secundário, tendo em conta que as estações de tratamento de esgotos (ETEs) não são projetadas para a remoção desse tipo de poluentes e seus metabólitos microbianos (NAKADA *et al.*, 2006; TAN *et al.*, 2007; SUI *et al.*, 2011; MOREIRA *et al.*, 2016).

No Brasil, a escolha da tecnologia para ETEs tem sido pautada, principalmente, nos custos de instalação e operação, aliados à eficiência de remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica, nutrientes e patógenos. A decisão do processo não leva em consideração a capacidade de se eliminar micropoluentes, que muitas vezes são de difícil degradação e que podem causar efeitos deletérios sobre a biota do corpo receptor e se estender pela cadeia trófica. Diversos autores reportaram a ocorrência de micropoluentes no ambiente, inclusive no Brasil, bem como a remoção em estações de tratamento de esgoto e o risco ambiental envolvido na presença destes contaminantes (MARTÍN *et al.*, 2012; BRANDT *et al.*, 2013; PESSOA *et al.*, 2014; GRILL *et al.*, 2018; VASSALLE *et al.*, 2020).

Em relação à degradação dos micropoluentes, de acordo com Cirja *et al.* (2008), os principais mecanismos de remoção ocorrem por meio de volatilização, fotodegradação,

degradação biológica e sorção (adsorção ou absorção). Nas ETEs em operação no Brasil, estes mecanismos são utilizados para remoção de macropoluentes e uma pequena parte dos micropoluentes acaba sendo removida por acaso (LUO *et al.*, 2014). Os mecanismos responsáveis pela degradação dos micropoluentes dependem das propriedades físico-químicas dos contaminantes, da origem e composição dos efluentes, dos parâmetros operacionais da ETE (tempo de detenção hidráulica e idade do lodo) e características dos efluentes tais como a temperatura e o pH (CIRJA *et al.*, 2008; LIU *et al.*, 2015).

Devido aos efeitos negativos supracitados, provocados pelos microcontaminantes, é necessário buscar um sistema de tratamento mais eficiente e de baixo custo, ampla aplicabilidade e viabilidade técnica com o intuito de promover a remoção e/ou degradação desses poluentes com maior eficiência.

Em regiões tropicais, nos países em desenvolvimento e em pequenas e médias comunidades, as tecnologias de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário, especificamente os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), apresentam-se como uma tecnologia favorável e se destacam nos aspectos econômicos e operacionais (CHERNICHARO, 2007; NECZAJ e GROSSER 2018). Essa tecnologia abrange cerca de 40% das 3.419 estações de tratamento de esgoto atualmente em operação no Brasil (ANA, 2020). Várias pesquisas sobre remoção de micropoluentes em condições anaeróbias têm sido reportadas na última década (CARABALLA *et al.*, 2007; QUEIROZ *et al.*, 2012; ZHENG *et al.*, 2013; NOGUERA-OVIEDO e AGA, 2016; WANG *et al.*, 2017; MOYA-LLAMAS, TRAPOTE, PRATS, 2018).

Os esgotos domésticos são misturas complexas que, mesmo após passar pelo tratamento anaeróbio, ainda podem apresentar toxicidade e micropoluentes em concentrações capazes de trazer prejuízos ao ambiente. Torna-se de suma importância o desenvolvimento de pesquisas que tratem conjuntamente a questão do tratamento anaeróbio e do pós-tratamento de efluentes desses sistemas, como uma forma de otimizar os parâmetros operacionais de reatores de manta de lodo e de sistemas de pós-tratamento, visando uma maior difusão dessas tecnologias simplificadas, melhorar as eficiências de remoção de micropoluentes e a adequação do efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental.

Várias pesquisas estão sendo desenvolvidas com diversas modalidades de pós-tratamento para o efluente de reatores UASB, incluindo-se os filtros biológicos aerados submersos (FBAS). Estes filtros são sistemas que podem encontrar uma elevada aplicabilidade no Brasil, tendo em vista, a sua simplicidade e baixo custo operacional. As vantagens de utilizar um filtro biológico aerado após o tratamento anaeróbio são o custo relativamente baixo de implantação; manutenção de elevadas concentrações de biomassa, resultando em ETEs mais

compactas; capacidade de tratamento de grandes vazões; estabilidade operacional e maior resistência à temperatura e a cargas variáveis, intermitentes e tóxicas (GONÇALVES *et al.*, 2001). Uma unidade de pós-tratamento que conjugue os efeitos favoráveis da utilização dos leitos bioativos e de materiais adsorventes, se torna uma opção atrativa para o tratamento desse tipo de contaminante nos efluentes domésticos.

Por suas vantagens, essa modalidade de pós-tratamento merece o desenvolvimento de pesquisas que possam elucidar o conhecimento sobre essa alternativa e possibilitar a sua maior utilização. O presente estudo teve o intuito de propor um sistema constituído por um reator UASB seguido de uma unidade de pós-tratamento composta por filtros biológicos aerados submersos, os quais foram enchidos com anéis de cerâmica misturados a pequenas quantidades de um material adsorvente como o carvão ativado, para remoção de toxicidade e atividade estrogênica. Neste caso, a função dos anéis de cerâmica foi permitir o crescimento aderido de um biofilme rico em microrganismos, e a função do material adsorvente foi promover a sorção dos micropoluentes e aumentar a sua biodisponibilidade aos microrganismos que são capazes de degradá-los.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a toxicidade e atividade estrogênica de esgoto doméstico bruto e tratado em um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico aerado submerso (FBAS) em escala de bancada.

2.2 Objetivos específicos

Determinar a eficiência global do tratamento de esgoto doméstico em um sistema constituído por reator UASB seguido de filtros biológicos aerados submersos.

Avaliar o efeito da aplicação de diferentes tempos de detenção hidráulica sobre a eficiência de remoção de poluentes convencionais em esgotos domésticos tratados em reator UASB seguido de FBAS.

Verificar a relação entre o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a eficiência de remoção de toxicidade e atividade estrogênica em reator UASB seguido de FBAS.

Avaliar anéis de cerâmica e carvão ativado granular e a mistura deles na composição de filtros biológicos quanto à remoção de DQO, DBO, nitrogênio, fósforo, toxicidade e atividade estrogênica de esgoto sanitário.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Poluentes em esgoto sanitário

A água de qualidade é um recurso natural escasso, indispensável para a vida humana e para sustentar o meio ambiente, que, devido ao rápido desenvolvimento econômico e à utilização inadequada da mesma, vem sofrendo deterioração alarmante. A poluição dos recursos hídricos é uma preocupação crescente em todo o planeta devido ao lançamento de efluentes industriais e esgotos domésticos. Quando estes são lançados sem nenhum tratamento, podem causar impactos negativos à qualidade da água, acarretar efeitos deletérios às comunidades aquáticas e expor a riscos a população abastecida por esses mananciais (BAE e PARK, 2013).

O esgoto sanitário, em ambientes urbanos, tem sido uma relevante fonte de contaminação ambiental. Isso se deve, principalmente, à ineficiência das estações de tratamento de esgotos (ETEs) que, na sua maioria, não conseguem atender os padrões de emissão estabelecidos por leis e lançam nos corpos aquáticos seus efluentes. Esgotos sanitários (com ou sem tratamento) podem apresentar efeitos tóxicos nos corpos receptores devido à presença, tanto de substâncias orgânicas como inorgânicas (WANG *et al.*, 2003; CARDOSO e LUCA, 2004; AURIOL *et al.*, 2006).

Os esgotos, principalmente os domésticos, quando são lançados no meio ambiente sem nenhum tipo de tratamento, podem acarretar grandes problemas ambientais, pois possuem diversos tipos de constituintes; entre os mais usuais estão: a matéria orgânica biodegradável (proteínas, carboidratos e lipídeos), sólidos dissolvidos e suspensos, nutrientes (principalmente o nitrogênio e o fósforo), compostos inorgânicos (cálcio e sódio). Em pequenas quantidades, encontram-se metais pesados, que devem ser removidos caso se almeje o reúso da água; micropoluentes, como os que possuem potencial carcinogênico e teratogênico; e substâncias orgânicas refratárias, aquelas que não são removidas por tratamento convencional (pesticidas e surfactantes) (METCALF e EDDY, 2003).

Dentre os muitos tipos de poluentes veiculados pelo esgoto, especial atenção tem sido dada, recentemente, à classe dos micropoluentes; espécies químicas que, mesmo estando presentes em pequenas concentrações, da ordem de microgramas por litro ($\mu\text{g/L}$) ou nanogramas por litro (ng/L), são capazes de desencadear efeitos sobre os sistemas em que são introduzidos. Dentro deste grupo destacam-se os desreguladores endócrinos (DE), os quais podem causar riscos à saúde humana e podem ser tóxicos para animais em concentrações realmente muito baixas (KLAVARIOTI *et al.*, 2009; TRAN *et al.*, 2018; KOMOLAFE *et al.*, 2021b).

Os DE estão presentes em um considerável número de diferentes classes de compostos, como por exemplo, nos fármacos, nos produtos de higiene pessoal, nos produtos veterinários, nos pesticidas, nos produtos industriais e nos aditivos alimentares (LAPWORTH, 2012). Podem ser tanto substâncias sintéticas quanto naturais. Entre as substâncias sintéticas, encontram-se alquilfenóis, pesticidas, ftalatos, policlorados de bifenilas (PCD), bisfenol A, substâncias farmacêuticas, dioxinas, entre outras. Como substâncias naturais, podem-se citar os estrogênios naturais e fitoestrogênios (BILA e DEZOTTI, 2007).

No Brasil existem evidências de que corpos hídricos estão contaminados por hormônios e é importante ressaltar que ainda não existe qualquer legislação para regular a presença desses compostos no meio ambiente (STARLING *et al.*, 2019).

Uma das principais fontes de microcontaminantes no meio ambiente são as ETEs, normalmente recolhem entre 75% (LIU *et al.*, 2012) e 90% (GOLOVKO *et al.*, 2021) do esgoto doméstico, com uma parte residual proveniente das indústrias. As concentrações típicas de microcontaminantes em afluentes e efluentes de ETE são significativamente distintas de um lugar para outro. Isso ocorre, principalmente, devido às questões culturais, de políticas públicas (principalmente no que tange ao descarte de resíduos), de padrão de consumo, às atividades agrícolas e industriais desempenhadas nesses locais e ao tipo de tratamento empregado nas ETE, atrelado às eficiências de remoção desses microcontaminantes por essas estações (JELIĆ *et al.*, 2012).

No Brasil, há uma grande variação na concentração dos microcontaminantes tanto para o esgoto bruto quanto para o esgoto tratado. Em alguns estudos revisados por Brandt (2012) as concentrações de microcontaminantes para o esgoto bruto variaram entre 0,02 e 85 µg/L. Para o esgoto tratado as variações foram de 0,01 a 60 µg/L. É necessário salientar a sazonalidade, a biodegradabilidade dos microcontaminantes, a forma de tratamento imposta nas ETE e as condições operacionais das mesmas, como fatores fundamentais nas concentrações desses compostos nas matrizes de esgoto bruto e tratado (BRANDT 2012; DÍAZ-TORRES *et al.*, 2013).

3.2 Digestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico que, na ausência de oxigênio, bactérias facultativas ou estritamente anaeróbias degradam compostos orgânicos complexos, convertendo-os em gases metano (60 a 70%), dióxido de carbono (40 a 30%) e outros subprodutos mineralizados (SOUZA, 2001).

Chernicharo (1997) descreve a digestão anaeróbia como um sistema ecológico delicadamente balanceado, onde cada microrganismo tem uma função essencial. De forma geral, distinguem-se três tipos de microrganismos que participam da decomposição anaeróbia, de acordo com a sua função no processo que são as bactérias fermentativas, as bactérias acetogênicas e as arqueobactérias metanogênicas. Essas bactérias são muito sensíveis a mudanças ambientais como temperatura, pH e presença de substâncias tóxicas no meio.

O processo de digestão anaeróbia pode ser dividido em várias etapas nas quais atuam os mais diferentes gêneros de microrganismos. A descrição dessas etapas é apresentada abaixo (METCALF e EDDY, 2016; CHERNICHARO, 1997).

- **Hidrólise:** a hidrólise da matéria orgânica é um processo lento realizado por enzimas extracelulares, onde ocorre a solubilização de substratos complexos. Os substratos complexos geralmente são sólidos orgânicos em suspensão (MCCARTY e MOSEY, 1991) ou ainda materiais orgânicos poliméricos. Devido ao tamanho de suas moléculas, os polímeros não podem ser consumidos por microrganismos sem que sejam transformados em compostos solúveis (geralmente monômeros ou dímeros) que possam atravessar a membrana celular. Os principais produtos da hidrólise são os aminoácidos, peptídeos, açúcares simples, ácidos graxos, poliolefinas e fenóis, que são consumidos durante a etapa da acidogênese.
- **Acidogênese (Fermentação):** as bactérias fermentativas acidogênicas utilizam os produtos da hidrólise para produzir ácidos orgânicos voláteis (AOVs: ácidos acético, propiônico e butírico), dióxido de carbono e hidrogênio. A acidogênese, segundo van Haandel e Lettinga (1994), é realizada por um grupo diversificado de bactérias das quais a maioria é anaeróbia estrita. Deste conjunto de bactérias, algumas espécies são facultativas e podem degradar o material orgânico, por aerobiose, ou seja, pode consumir o oxigênio dissolvido eventualmente presente.
- **Acetogênese:** os produtos intermediários gerados na etapa anterior (propionato e butirato), degradam-se e há produção de acetato, dióxido de carbono e hidrogênio. O acetato é produzido a partir de dióxido de carbono e hidrogênio por um subgrupo de bactérias acetogênicas, as homoacetogênicas.

- **Metanogênese:** é a conversão dos produtos gerados na acetogênese ou acidogênese a metano. Os organismos envolvidos no processo de metanogênese pertencem ao domínio Archaea. As arqueas metanogênicas acetoclásticas transformam o acetato em dióxido de carbono e metano. As arqueas metanogênicas hidrogenotróficas transformam o hidrogênio em metano, utilizando dióxido de carbono como acceptor de elétrons.

Existe a necessidade do estabelecimento do equilíbrio entre a metanogênese e a fermentação ácida (três primeiras etapas) no que concerne a produção de ácidos graxos voláteis e sua remoção, de forma a garantir um meio com pH próximo ao ponto neutro. Poderá haver uma tendência de redução do pH, bloqueando a metanogênese, ocorrendo o “azedamento” do meio caso aconteça uma produção líquida de ácidos graxos voláteis e a capacidade de tamponamento do meio for baixa (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A variação de parâmetros como pH e temperatura no meio influencia diretamente o crescimento bacteriano, pois seus diferentes grupos exigem características distintas em seu desenvolvimento.

3.3 Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e de manta de lodo, ou reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), surgiram na Holanda na década de 1970 e posteriormente foram disseminados em vários países, notadamente de clima quente. São uma das tecnologias anaeróbicas mais difundidas e são amplamente empregados em estações de tratamento em escala real (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994; KOMOLAFE *et al.*, 2021a).

Nos reatores UASB, o esgoto entra pelo fundo e é transportado de forma ascendente até o topo do reator. A biomassa cresce dispersa no meio, formando pequenos grânulos, pela aglutinação de diversas espécies de microrganismos. Ao entrar no reator, o líquido flui pelo reator promovendo o contato da matéria orgânica e a biomassa. O esgoto passa pelo leito de lodo que consiste em uma camada composta por grânulos de grande capacidade de sedimentação. Em seguida, o fluxo ascendente direciona o esgoto para a manta de lodo que é composta por uma camada de lodo mais disperso e leve. O leito e a manta de lodo juntos compõem o compartimento de digestão. A mistura do sistema é praticada pelo próprio fluxo ascendente e pelas bolhas de gás formadas durante as reações. O metabolismo das bactérias e arqueas atuantes na degradação da matéria orgânica gera gases, que no movimento ascendente carrega os grânulos, que são separados pelo separador trifásico (mecanismo físico que permite a separação de gases, sólidos e líquidos), e os grânulos retornam para a manta de lodo. O coletor

de gases possui defletores que direcionam o fluxo de gases e evitam perturbações na zona de sedimentação. A zona de sedimentação permite a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos para o reator, mantendo assim uma maior concentração de sólidos dentro do sistema. O efluente tratado é coletado na parte mais elevada do reator por meio de vertedores ou tubulações perfuradas (CHERNICHARO, 1997; VON SPERLING, 2014). Apresenta-se na Figura 1 uma representação esquemática de um reator UASB.

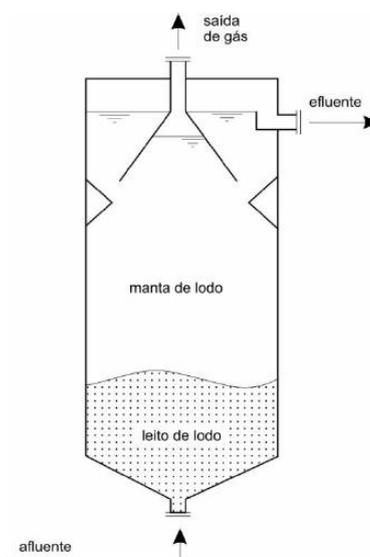


Figura 1. Representação esquemática de um reator UASB
Fonte: Chernicharo (2007).

Os reatores UASB apresentam elevados tempos de retenção celular, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulica. A permanência dos sólidos dentro do reator por um longo período de tempo permite o crescimento de uma biomassa de microrganismos formadores de metano, favorecendo a conversão da matéria orgânica em metano e uma maior estabilização do lodo excedente descartado. Segundo Chernicharo (1997), as idades de lodo verificadas em reatores UASB são usualmente superiores a 30 dias, tempo suficiente para que o lodo descartado do sistema se encontre estabilizado.

Fatores como a grande acumulação da biomassa no interior dos reatores anaeróbios, melhor contato entre biomassa e esgoto e melhor atividade da biomassa são considerados na aplicação e implantação desta tecnologia para o tratamento de esgotos sanitários (JORDÃO e PÊSSOA, 2014).

Nos reatores UASB é interessante ressaltar que a velocidade ascensional e o TDH apresentam notável efeito sobre o mecanismo de sorção de componentes lipofílicos. Em

velocidades maiores, a remoção de compostos lipofílicos é melhorada devido à maior transferência de fases entre líquido-sólido, e o TDH mais elevado promove tempo suficiente para o contato (ALVARINO *et al.*, 2014). Ao se reduzir o TDH, há uma tendência de restringir a remoção de micropoluentes, possivelmente devido à lavagem da biomassa (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

O reator UASB apresenta diversas vantagens, tais como: baixa demanda de área construtiva; baixos custos de implantação, monitoramento e operação; baixo consumo de energia; boa remoção de matéria orgânica; estabilização do lodo retirado para descarte; e produção de metano, gás com alto potencial energético. Entretanto, o sistema apresenta algumas desvantagens: possibilidade de geração de maus odores; baixa tolerância a cargas tóxicas; elevada sensibilidade a efeitos de mudança de temperatura; necessidade de maior período de partida para estabelecimento da biomassa (METCALF e EDDY, 2016; CHERNICHARO, 1997; CECCONET *et al.*, 2022).

3.4 Filtros Biológicos Aerados Submersos (FBAS)

O uso de reatores biológicos com biofilmes está presente na área de saneamento há muitos anos, no tratamento de esgotos domésticos, outros tipos de efluentes e de água potável. Os primeiros filtros biológicos surgiram na Inglaterra, no final do século XIX. No Brasil, somente em 1910, foi construída a primeira estação de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia da filtração biológica aeróbia, na ETE Paquetá, no Rio de Janeiro (JORDÃO e PESSOA., 2014).

No início, esta tecnologia era denominada “filtro de contato” e eram usados tanques de retenção cheios de areia ou pedregulhos, com os quais os esgotos eram mantidos em contato por períodos de 6 horas. Posteriormente, o tanque era esvaziado permanecendo em repouso por mais 6 horas, tendo em total um ciclo de operação de 12 horas (METCALF e EDDY, 1991). O sistema evoluiu a partir da verificação de que a aplicação contínua de esgotos sobre o meio suporte possibilitava o desenvolvimento de condições favoráveis ao crescimento de microrganismos, mantendo-se um equilíbrio biológico suficiente para decompor a matéria orgânica afluenta. A natureza dos materiais utilizados ao longo da história contribuiu para a evolução da tecnologia, dentre estes: pedra britada, escória de alto-forno e, de maneira mais eficiente, materiais sintéticos de plástico de diferentes formas e tamanhos (PEREIRA, 2005).

Os filtros biológicos aerados de leito submerso (FBAS) são reatores biológicos nos quais o fluxo passa, no sentido ascendente ou descendente, através do biofilme e do lodo retido

em um leito fixo de material poroso e inerte (Figura 2). A diferença com os filtros anaeróbios está na introdução de oxigênio, com aeradores e difusores de ar, gerando assim um ambiente onde proliferam microrganismos aeróbios. Inicialmente, o ar comprimido era introduzido através de tubos perfurados sob o meio suporte (AISSE *et al.*, 2001).

Segundo Chernicharo *et al.* (2001), os FBAS são reatores compostos por três fases, fase sólida, líquida e gasosa. A fase sólida é composta pelo meio suporte e o biofilme (colônias de microrganismos). A fase líquida é composta pelo fluxo contínuo do efluente através do meio poroso. A fase gasosa é obtida pela atividade biológica e pela aeração artificial.

Segundo Aisse *et al.* (2001), a grande vantagem dos FBAS em comparação aos filtros biológicos percoladores convencionais está na erosão gerada no biofilme pelas bolhas de ar, reduzindo a colmatção dos interstícios do meio suporte e o risco de entupimentos; além disso, a turbulência gerada pela aeração também assegura o bom contato entre o substrato e os microrganismos. Pujol *et al.* (1992) ressaltam a rápida entrada em regime e resistência à aplicação de cargas de choque.

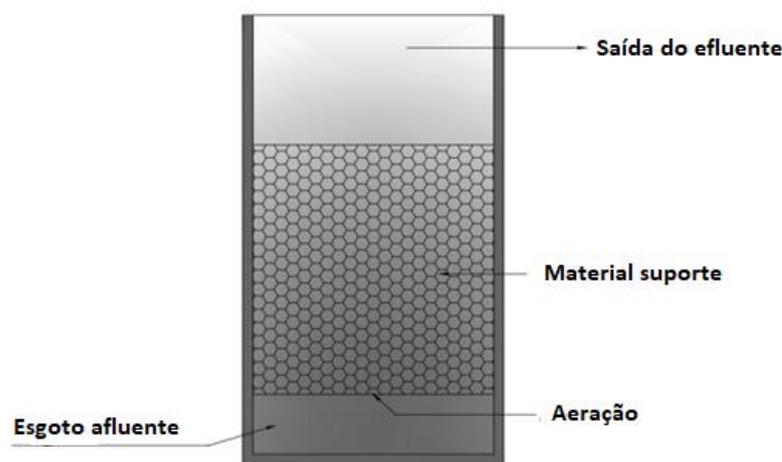


Figura 2. Esquema de um filtro biológico aerado submerso.
Fonte: Adaptado de ASSIS (2017)

O FBAS é utilizado, principalmente, como tratamento secundário ou pós-tratamento para complementar a remoção de matéria orgânica e de nutrientes de processos anaeróbios. Esses filtros são unidades capazes de promover com eficiência a remoção de matéria orgânica com tempos de detenção hidráulica relativamente baixos, utilizando áreas reduzidas (GUO *et al.*, 2012). Sendo já reconhecido como um sistema eficiente quando se deseja a conversão de matéria carbonácea, os estudos com os FBAS voltaram-se para os processos de conversão de

matéria nitrogenada (BORREGAARD,1997; VILLAVERDE et al., 2000; KIM et al, 2003; YANG et al.,2003). Com relação à remoção dos microcontaminantes nesse tipo de unidade, devido à melhor taxa de transferência de oxigênio no leito, há uma maior taxa de nitrificação com a presença de organismos nitrificantes, que são também potenciais removedores de alguns fármacos e DE (FERNANDEZ-FONTAINA *et al.*, 2012). Os filtros biológicos são considerados uma técnica promissora para a remoção de microcontaminantes (REUNGOAT *et al.*, 2011).

Os sistemas de biofiltração comumente utilizados para remoção de contaminantes nos esgotos domésticos incluem filtros de gotejamento, filtros de areia e filtros de carvão ativado biológico. Em estudo desenvolvido por Reungoat *et al.* (2011), foram avaliados e comparados biofiltros com dois meios filtrantes, areia e carvão ativado granular, para remoção de carbono orgânico dissolvido, fármacos e produtos de higiene pessoal. Os resultados demonstraram que o filtro de carvão ativado teve níveis de remoção para os produtos farmacêuticos (diclofenaco, carbamazepina, sulfametoxazol e gemfibrozil) maiores que 90%, reduzindo o risco potencial de contaminação ambiental e/ou na saúde humana por esses compostos. Por outro lado, os filtros de areia só conseguiram uma eliminação limitada para produtos farmacêuticos e de higiene pessoal.

Priya e Philip (2015) estudaram o desempenho de um filtro biológico aerado submerso de fluxo ascendente (FBAS) no tratamento de uma mistura de compostos orgânicos voláteis (VOCs) em efluentes farmacêuticos. Avaliaram os efeitos da vazão de ar, tempo de detenção hidráulica e carga orgânica volumétrica (COV) na emissão de VOCs. Os autores encontraram que durante a fase de inicial o FBAS removeu mais de 92% da DQO no TDH de 12h e COV de $3,09 \pm 0,05 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$. O desempenho do FBAS variou com o tempo de detenção hidráulica e a remoção máxima de DQO (93%) foi alcançada em 10 h. O tempo de contato reduzido (menos de 10 h) entre o poluente e a biomassa afetou a degradação do diclorometano, benzeno e tolueno na fase líquida. O FBAS exibiu degradação efetiva (95%) de VOCs até uma COV de $17,45 \pm 0,01 \text{ kg.m}^{-3}.\text{d}^{-1}$.

Chen *et al.* (2017) investigaram a eficiência e o mecanismo de remoção de antibióticos em águas residuárias de suinocultura por um sistema de filtro biológico aerado (sistema FBA). O FBA foi operado com TDH de 0,5 h, fluxo descendente e preenchido com materiais sólidos elásticos e cascalho, com tamanho de partícula de 3–9 mm e 15–20 mm, respectivamente. O FBA apresentou boa remoção para antibióticos, principalmente para sulfacloropiridazina (SCP) ($48,5 \pm 10,9\%$), sulfametazina (SZM) ($50,5 \pm 3,13\%$) e lincosamida (LIN) ($62,2 \pm 0,34\%$). Os resultados mostraram remoções eficientes ($> 82\%$) dos poluentes convencionais de águas

residuais (DBO, DQO, NKT e N-NH₃) e (91.1 ± 0.71%) de contaminantes emergentes (nove antibióticos) pelo sistema FBA. Além disso, os autores concluíram que em termos de mecanismos de remoção, a biodegradação desempenhou um papel dominante na eliminação de antibióticos no sistema FBA, destacando-se como uma tecnologia promissora para o tratamento de efluentes suínos na remoção de poluentes convencionais, como nutrientes, e contaminantes emergentes, como antibióticos.

Wang *et al.* (2021) avaliaram a remoção simultânea de norfloxacina (NOR), DQO, íons amônio e nitrato em um filtro biológico aerado (FBA). Os autores utilizaram zeólita como material de enchimento e fizeram algumas modificações nela para investigar o efeito sobre o desempenho do FBA que foi operado no TDH de 5h. A zeólita foi separadamente modificada com HCl, CeCl₃ e uma mistura deles. As eficiências de remoção de DQO e NOR foram superiores a 90% e 99,9%, respectivamente. Enquanto isso, a modificação de HCl e HCl-CeCl₃ aumentou a eficiência de remoção de amônio (91.1 %) e nitrato (>86.3 %), respectivamente.

3.5 Ecotoxicologia

A ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem num contexto integrado (PLAA, 1982 apud ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006; HOFFMAN, 1995). É uma ciência relativamente nova quando comparada a outras ciências, e foi reconhecida mundialmente a partir dos anos 1960. O Dr. Rene Truhaut foi o criador do termo “Ecotoxicologia” em 1969 para definir “o estudo dos efeitos adversos de substâncias químicas com o objetivo de proteger espécies naturais e populações” (TRUHAUT, 1977).

Segundo Zagatto e Bertolletti (2006), a ecotoxicologia implica em uma visão mais ampla do que a simples avaliação de efeitos das substâncias sobre os organismos. A toxicidade ou ecotoxicidade pode não ser o resultado da ação de apenas uma substância isolada, mas da interação e magnitude de vários agentes presentes num determinado ambiente. Assim, a avaliação ecotoxicológica de um determinado ambiente passa pelo conhecimento das fontes de emissão dos poluentes, bem como de suas transformações, difusões e destinos no ambiente.

Da aplicação dos estudos ecotoxicológicos ao meio ambiente, surge a toxicologia aquática, a qual tem como objetivo avaliar o efeito de substâncias químicas tóxicas sobre

organismos representativos do ecossistema aquático, envolvendo o transporte, a distribuição, a transformação e o destino dos contaminantes no ambiente aquático (COSTA *et al.*, 2008).

Devido à complexidade e à variabilidade apresentada pelos compostos orgânicos e inorgânicos que podem estar presentes num efluente ou no meio hídrico, e como os resultados das análises químicas por si só não retratam o impacto ambiental causado pelos poluentes, pois não demonstram os efeitos sobre o ecossistema, foram desenvolvidos os testes de toxicidade, os quais utilizam organismos vivos como indicadores de efeitos tóxicos.

Os testes de toxicidade podem ser definidos como procedimentos utilizados para estimar a toxicidade de substâncias, efluentes industriais e amostras ambientais (águas ou sedimentos), consistindo na exposição de organismos-teste a várias diluições da amostra a ser testada, por um período determinado. Os efeitos tóxicos produzidos sobre os organismos são então observados e quantificados (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006; COSTA *et al.*, 2008).

Os testes de toxicidade podem ser classificados de acordo com a duração e o sistema de exposição. Testes de toxicidade aguda avaliam a capacidade do efluente de causar efeitos danosos (em geral morte ou imobilidade) aos organismos-teste após um curto período de exposição à amostra (normalmente inferior a 96 horas). Se a amostra de efluente apresentar toxicidade aguda, significa que ela é tóxica o suficiente para matar os organismos, mesmo quando eles ficam expostos a ela por pouco tempo. Os resultados dos testes de toxicidade aguda podem ser expressos em concentração efetiva (CE₅₀), ou seja, a concentração da amostra que causa efeito agudo a 50% dos organismos-teste (ABNT, 2009).

Devido à facilidade de execução, curta duração e baixo custo, os ensaios de toxicidade aguda foram os primeiros a serem desenvolvidos e, portanto, constituem a base de dados ecotoxicológicos. Os conhecimentos gerados nestes testes podem viabilizar medidas legais que normalizem a qualidade e o uso de fontes de águas naturais, assim como emissões de águas residuais. Particularmente estão sendo mais aplicados em ações preventivas, ou seja, para estimar riscos futuros devido à liberação de substâncias perigosas no meio ambiente e não apenas para avaliar danos já causados.

Os testes de toxicidade crônica permitem avaliar os efeitos adversos sofridos pelos organismos-teste quando expostos a concentrações subletais de uma determinada amostra em uma porção significativa do ciclo de vida do organismo, tipicamente um décimo ou mais do tempo de vida do organismo teste. Estes testes usualmente mensuram o efeito tóxico sobre a reprodução, crescimento e efeito sub letal que pode incluir efeito sobre o comportamento, fisiologia e bioquímica do organismo submetido a tal exposição (COSTA *et al.*, 2008).

Testes de toxicidade crônica podem ser quantificados pela concentração de inibição (CIp), que é a concentração da amostra que causa uma determinada porcentagem de inibição (p= 12%, 25%, 50% ou outra porcentagem) na resposta dos organismos-teste em relação ao controle. Os resultados desses testes também podem ser expressos em concentração de efeito não observado (CENO), que se traduz na maior concentração da amostra que não causa efeito deletério, e em concentração de efeito observado (CEO), que é a menor concentração da amostra que causa efeito deletério, estatisticamente significativo, em relação ao controle. (ABNT, 2018).

Os testes toxicológicos com organismos vivos permitem identificar efeitos de interação química e a influência de matrizes complexas na toxicidade. Diferentes espécies de organismos aquáticos não são igualmente susceptíveis as mesmas substâncias através do ciclo de vida, podendo ter sua susceptibilidade alterada por exposições prévias ao agente. Além disto, organismos da mesma espécie pode responder diferentemente ao mesmo nível tóxico no tempo, mesmo quando todas as outras variáveis são mantidas constantes (APHA, 2012).

Os primeiros organismos-teste utilizados foram espécies de peixes e de crustáceos como *Daphnia magna* e *Ceriodaphnia dubia*. Hoje em dia existe uma grande variedade de espécies padronizadas, de diferentes níveis tróficos, como bactérias, algas, produtores primários e consumidores primários e secundários (DELLAMATRICE e MONTEIRO, 2006). A seleção dos organismos-teste a serem empregados em testes de toxicidade deve seguir alguns critérios, dentre os quais citam-se: disponibilidade e abundância do organismo-teste no ambiente, conhecimento da biologia da espécie, sensibilidade constante e elevada aos contaminantes, uniformidade e estabilidade genética nas populações, representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo e facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006).

As algas são um dos organismos-testes mais recomendados para a avaliação da toxicidade aquática, são componentes essenciais dos ecossistemas aquáticos e os efeitos químicos nelas podem afetar diretamente a estrutura e a função de um ecossistema, resultando em depleção de oxigênio, diminuição da produtividade primária, aumento do escoamento superficial e erosão do solo e degradação (CAMPANELLA *et al*, 2000). Além de ser a base da cadeia alimentar, o seu ciclo de vida relativamente curto possibilita a observação de efeitos tóxicos em várias gerações, uma vez que apresentam grande sensibilidade às alterações ocorridas no meio ambiente (COSTA *et al.*, 2008).

Raphidocelis subcapitata é uma espécie unicelular de alga verde que ocorre em ambientes de água doce, mundialmente utilizada como organismo-teste nos bioensaios, mais

sensível do que outros organismos de teste padrão a muitos compostos comuns e é comumente utilizada na avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos (GEIS *et al.*, 2000; SANTOS *et al.*, 2007). As condições dos testes de toxicidade crônica empregando a alga verde *Raphidocelis subcapitata* são especificadas na norma NBR 12648, da ABNT.

As espécies *D. similis* e *C. dubia*, vulgarmente conhecidas como pulgas-d'água, são microcrustáceos zooplancônicos amplamente distribuídos nos corpos de água doce (COSTA *et al.*, 2008). Elas atuam como consumidores primários na cadeia alimentar aquática, se alimentam de algas, bactérias e detritos orgânicos presentes na água, e são fonte de alimento para os consumidores secundários, como peixes e outros vertebrados. São organismos facilmente cultiváveis em laboratório e apresentam sensibilidade a diversas classes de compostos químicos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2006). Em relação aos procedimentos de cultivo e condições para realização de testes de toxicidade com essas espécies, deve-se observar as condições de temperatura, luminosidade, qualidade da água de cultivo, alimentação, dentre outros, como detalhado nas normas NBR 12713 e NBR 13373 (ABNT, 2010; 2018).

Devido à vasta quantidade de compostos que podem estar presentes nos esgotos sanitários, análises em organismos indicadores podem ser úteis para prever o impacto dos micropoluentes no ambiente aquático e buscar superar as deficiências do tratamento. A eficiência de reatores UASB quanto à remoção de toxicidade ainda não é bem descrita, embora se saiba que esses são ineficientes na remoção de toxicidade aguda e crônica e que a digestão anaeróbia pode elevar a toxicidade em aproximadamente 5 uT (unidades tóxicas) em *Ceriodaphnia dubia*, 2,5 uT em *Allivibrio fischeri* e 1,3 uT em *Danio rerio*, o que depende do organismo teste utilizado (DÜPONT e LOBO, 2012; DENG *et al.*, 2017).

Em ambientes anaeróbios, a toxicidade pode estar relacionada com a transformação redutiva dos compostos. Efluentes contendo grande quantidade de SO_4^{2-} podem ser reduzidos a H_2S , composto mais tóxico (YU *et al.*, 2014), assim como metabólitos de fármacos em águas residuárias podem também ser mais tóxicos (LOPEZ-SERNA *et al.*, 2013). Mesmo em efluentes tratados, se estes forem tratados por processos anaeróbios, espera-se encontrar toxicidade relacionada ao nitrogênio, principalmente na forma amoniacal. Segundo Von Sperling (2014), o nitrogênio amoniacal é diretamente tóxico aos peixes.

O decréscimo da toxicidade ao longo do tratamento de esgotos pode ser atribuído a transformação dos compostos orgânicos a constituintes menos perigosos (MECHA *et al.*, 2017). A degradação oxidativa dos contaminantes produz produtos finais que são mais hidrofílicos que seus compostos originais, isto reduz sua habilidade de penetrar através da membrana celular, resultando na redução da toxicidade (ESCHER *et al.*, 2009).

Vários estudos abordam a remoção de toxicidade ao longo de estações de tratamento de esgotos municipais ou industriais, mas são poucos os estudos que têm por objetivo otimizar os parâmetros operacionais para a remoção de toxicidade (MA *et al.*, 2017; BOONNORAT *et al.*, 2017). Estas pesquisas de otimização do tratamento de esgoto são importantes quando se leva em consideração o risco ambiental e sobre a saúde humana, considerando-se os efeitos dos esgotos não tratados (HRUBIK *et al.*, 2016).

O tratamento anaeróbio pode aumentar a toxicidade de alguns efluentes, razão pela qual se requer uma etapa de pós-tratamento visando a sua redução. Há uma série de tecnologias que podem ser empregadas para o polimento de efluentes oriundos de tratamentos anaeróbios.

Colletta (2008) investigou o afluente e efluente final da ETE da Universidade de Santa Cruz do Sul, na cidade de Santa Cruz do Sul, RS, nos meses de agosto e outubro de 2006 e de junho a dezembro de 2007. A ETE era composta por reator UASB seguido de biofiltro aerado e decantador secundário, com vazão média de 360 m³/dia. Para os bioensaios foram usados os organismos-teste: *Scenedesmus subspicatus* e *D. magna*. Foi constatado que a toxicidade do afluente variou durante o estudo e que houve uma redução da toxicidade aguda no efluente tratado em relação ao bruto, passando de altamente tóxico (CE₅₀ entre 25 e 50%) a medianamente tóxico (CE₅₀ entre 50 e 75%), segundo uma escala de toxicidade relativa adotada pelo autor.

Torres (2012) avaliou a toxicidade aguda aos organismos *D. similis*, *V. fischeri*, e o potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico em células de *Allium cepa*. O efluente bruto de uma região do complexo hospitalar de Campinas, SP, com características semelhantes à de esgoto sanitário, era tratado em uma ETE piloto composta de cinco filtros anaeróbios, quatro filtros de areia e vazão média afluente de 11,5 ml/s. Neste estudo foram avaliados o afluente e efluente dos filtros anaeróbios, assim como o efluente dos filtros de areia (denominado nitrificado) no período de julho de 2010 a dezembro de 2011. O efluente bruto apresentou uma maior variação da toxicidade para ambos os organismos ($0,006\% \leq CE_{50} \leq 73,3\%$ para *V. fischeri*, e $20,5\% \leq CE_{50} \leq 76,8\%$ para *D. similis*). O tratamento reduziu a toxicidade de forma diferente nos dois tipos de efluentes, com eficiências médias de 41% para *V. fischeri*, e de 82% para *D. similis*, em relação ao efluente anaeróbio. As eficiências de remoção de toxicidade no efluente nitrificado foi de 95% para *V. fischeri* e de 76% para *D. similis*. O autor concluiu que o filtro de areia constituiu uma alternativa de pós-tratamento efetiva na remoção da toxicidade.

Aquino *et al.* (2013) identificaram a ocorrência de treze fármacos (ác. acetilsalicílico, dipirona, paracetamol, sulfametoxazol, trimetoprina, amoxicilina, tetraciclina, cetoprofeno,

diclofenaco, naproxeno, bezafibrato, genfibrozil) em estações de tratamento de esgotos no Brasil e, seis desreguladores endócrinos (estrona, 17 β -estradiol, 17 α -etinilestradiol, bisfenol A, nonifenol). Pela compilação de dados efetuada pelos autores, percebe-se que nem todos estes compostos são completamente removidos.

Carneiro *et al.* (2021) estudaram o potencial de um reator UASB para reduzir a ecotoxicidade do esgoto na biota aquática. O reator apresentou alta eficiência de remoção dos antibióticos sulfametoxazol SMX (85%) e ciprofloxacina CIP (81%) operando em condição mesofílica (30 °C) e um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12h.

Desempenho satisfatório também foi alcançado por um reator UASB tratando um efluente contendo três β -bloqueadores, alimentado com amido para promover cometabolismo e operou com TDH de um dia. A taxa de remoção de atenolol, metoprolol e propranolol foi de cerca de 80%, 60% e 60%, respectivamente (TANG *et al.*, 2020).

É importante monitorar e otimizar a remoção de toxicidade de esgotos após o seu tratamento para identificar a eficiência do tratamento e ter conhecimento sobre as características do efluente tratado. Assim, o estudo de reatores UASB seguido de uma etapa de pós-tratamento, sobre a perspectiva do aprimoramento da remoção de toxicidade se faz importante, por apresentar aspectos positivos no Brasil e, principalmente, por não ter sido reportado na literatura.

3.6 Atividade estrogênica

A produção e o uso crescente de compostos químicos têm gerado um aumento da incidência de micropoluentes no meio ambiente. Dentre os micropoluentes existe uma classe capaz de alterar e causar danos às funções do sistema endócrino dos seres vivos e, conseqüentemente, causar efeitos adversos em organismos saudáveis e seus descendentes. Essa classe é chamada de desreguladores endócrinos (DEs). A presença destes compostos em matrizes ambientais tem gerado cada vez mais preocupação na comunidade científica, em virtude dos seus potenciais efeitos adversos à saúde de várias espécies, uma vez que estas substâncias interferem na produção, liberação, metabolismo e eliminação de hormônios, podendo ainda simular a ação destes (LANDRIGAN *et al.*, 2003).

Eles podem pertencer a diferentes classes químicas ou de aplicação como, por exemplo: ftalatos, alquilfenóis, compostos orgânicos de estanho, parabenos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), pesticidas, furanos e dioxinas, policlorados de bifenilas (PCB), retardantes de chama bromados, bisfenol, agentes terapêuticos, fármacos e estrogênios naturais (BILA e

DEZOTTI, 2007). Muitas dessas substâncias que causam estes efeitos já foram banidas, mas continuam sendo detectadas no meio ambiente, seja pelo uso criminoso ou por sua persistência, devido a elevada estabilidade.

Quando há a presença de DEs, estes podem competir com os hormônios e agir por mecanismos fisiológicos pelos quais substituem os hormônios do organismo (agonistas) enviando sinais diferentes e fora do tempo às células, ou podem bloquear a ação natural desses hormônios (antagonistas), ou ainda podem aumentar ou diminuir a quantidade original de hormônios, e assim alterar as funções endócrinas (SANTAMARTA, 2001).

Alguns efeitos da atuação dos DE sobre os organismos são: diminuição na eclosão de ovos de pássaros, peixes e tartarugas; feminização de peixes machos; problemas no sistema reprodutivo em peixes, répteis, pássaros e mamíferos e, alterações no sistema imunológico de mamíferos marinhos. Em muitos casos estes efeitos induzem ao declínio da população. Em seres humanos, esses efeitos incluem a redução da quantidade de esperma, o aumento da incidência de câncer de mama, de testículo e de próstata e, a endometriose (BILA e DEZOTTI, 2007).

Nos esgotos domésticos a concentração destes poluentes encontra-se em faixas de valores de nanogramas a microgramas por litro, o que ressalta seu poder poluidor. Essas concentrações embora muito baixas são suficientes para elucidar uma resposta hormonal em uma variedade de animais. Um exemplo são peixes machos que expostos (intermitente ou continuamente) a baixíssimos níveis de estrogênios (1,0 ng/L) exibem respostas estrogênicas, tal como a indução à síntese da proteína vitelogenina (VTG) (MATTHIESSEN *et al.*, 2006).

Em estações de tratamento de esgotos no Brasil, Pessoa *et al.* (2014) relataram que, em cinco estações do Estado do Ceará, a concentração média para quatro hormônios estrogênicos foram de 566 ng/L para estrona (E1), 143 ng/L de 17 β -estradiol (17 β -E2), 268 ng/L de 17 β -estradiol 17-acetato (E2-17^a) e 421 ng/L de 17 α -etinilestradiol (EE2). Entretanto, tanto para E1 e EE2, foi possível observar valores máximos maiores que 3000 ng/L durante o estudo.

BRANDT *et al.* (2013) encontraram que a concentração de desreguladores endócrinos e fármacos no esgoto bruto esteve, em média, entre 35 e 175,3 ng/L para bisfenol A (BPA), sulfametoxazol (SMX), trimethoprim (TRI), bezafibrato (BZF), diclofenaco (DCF) e miconazol (MCZ). Neste estudo não foi possível verificar a presença de E1 e EE2 nos esgotos brutos, pois encontravam-se em concentrações inferiores ao limite de detecção.

A determinação de DEs no meio ambiente é bastante difícil devido à complexidade das matrizes ambientais e a baixa concentração desses compostos presentes no meio ambiente, mas que ainda assim são fisiologicamente ativos. Para a determinação da presença de desreguladores

endócrinos podem ser utilizadas diferentes metodologias. Um dos principais ensaios *in vitro* utilizados para determinação da atividade estrogênica é o ensaio YES (*Yeast Estrogen Screen*). A atividade estrogênica pode ser definida como a capacidade de produção de respostas biológicas qualitativamente similares àquelas produzidas pelos estrogênios, como o 17 β -estradiol. Ou seja, atividade estrogênica é a capacidade de uma substância se ligar a um receptor de estrogênio e elucidar uma resposta (BILA, 2005).

O ensaio YES foi desenvolvido por Routledge e Sumpter (1996) utilizando a levedura *Saccharomyces cerevisiae* geneticamente modificada. A sequência de DNA do receptor de estrogênio humano foi inserida no genoma das leveduras com o objetivo de avaliar compostos com atividade estrogênica. Estas leveduras também continham plasmídeos de expressão carregando o gene *lac-Z* (código da enzima β -galactosidase), que foi utilizada para medir a atividade do receptor.

A modificação desta linha de levedura faz com que quando há interação de um desregulador endócrino com as sequências sensíveis a estrógeno, produzidas pela inserção do DNA do receptor, promove a transcrição do gene *lac-Z* e produz-se β -galactosidase, secretada em um meio contendo substrato cromogênico, *chlorophenol red- β -D-galactopyranoside* (CPRG), normalmente amarelo, transformando-o em um produto vermelho que pode ser mensurado por sua absorbância em 540 nm (ROUTLEDGE e SUMPTER, 1996). Pelo valor obtido na leitura do substrato, a resposta aos desreguladores endócrinos pode ser comparada a uma curva padrão, usualmente, de 17 β -E2, sendo os resultados expressos como equivalentes deste hormônio.

Segundo os resultados obtidos por Routledge e Sumpter (1996), o ensaio de YES mostrou-se ser altamente específico, reprodutivo e rápido, permitindo seu uso como análise rotineira para avaliar a atividade estrogênica de substâncias químicas e amostras ambientais. O teste YES, por ser mais rápido e fácil que a quantificação com técnicas analíticas, permite uma abordagem mais dinâmica para estudos de longa duração e de matrizes que contenham inúmeros desreguladores endócrinos como os esgotos. Estes têm sido identificados como uma fonte de diversas misturas de DE para o ambiente aquático e incluem hormônios naturais e sintéticos (estrogênios e androgênios), fármacos ativos, metais, pesticidas, aditivos de produtos de cuidado pessoal e produtos químicos industriais. Por tanto, o teste YES é útil para verificar o desempenho do tratamento de esgoto como resposta sinérgica do tratamento.

A remoção incompleta de desreguladores endócrinos pelas ETEs não é resultado apenas da variação dos níveis de DE na água residuária, mas devido a diferentes processos bem como devido às variações nas condições operacionais (LIU *et al.*, 2009; NOUTSOPOULOS *et al.*,

2014). Durante o tratamento biológico, os micropoluentes são adsorvidos aos flocos e subsequentemente biodegradados (HAMID e ESKICIOGLU, 2012). Existem evidências que as substâncias responsáveis por estrogenicidade são degradadas em maior grau em condições aeróbias do que anaeróbias (AURIOL *et al.*, 2006; LIU *et al.*, 2009).

Froehner *et al.* (2011) estudaram três sistemas na cidade de Curitiba, PR: um trata esgotos por lodos ativados; o segundo sistema por UASB seguido de flotação com ar dissolvido e o terceiro por lagoas de estabilização, quanto aos teores de cafeína, hormônios 17- β -estradiol, estrona, e 17- α -etinilestradiol, e bisfenol A. Os resultados dessa pesquisa mostraram que compostos como cafeína e bisfenol A, são removidos quase completamente, independente do tipo de tratamento escolhido. No entanto, compostos como os hormônios não foram completamente removidos com eficiência de remoção de cerca de 55%, com a menor taxa de remoção no terceiro sistema, por lagoa de estabilização. Os autores concluíram que além do processo biológico, o tempo de detenção hidráulica é também extremamente importante na remoção de compostos hidrofóbicos, como os hormônios.

Cardoso (2011) investigou a remoção dos hormônios 17 α -etinilestradiol, 17 β -estradiol e estrona do efluente do reator UASB da ETE Atuba Sul, Curitiba – PR. Dos hormônios investigados, o 17 β -estradiol foi encontrado em maiores concentrações, seguido do 17 α -etinilestradiol e estrona. Houve 99,0% de eficiência na remoção de 17 β -estradiol e 77,8% de 17 α -etinilestradiol da fase líquida. Os níveis de estrona permaneceram estáveis.

Brandt *et al.* (2012) estudaram três reatores UASB, em escala piloto, operados em paralelo, seguidos de unidades de pós-tratamento: sistema alagado construído não plantada, filtros biológicos percoladores (FBP), lagoas de polimento em série seguidas de filtro de pedra, para remoção de 17 β -estradiol (E2); 17 α -etinilestradiol (EE2); nonilfenol (NP); bisfenol A (BPA); sulfametoxazol (SMX); trimetoprima (TRI); bezafibrato (BZF); diclofenaco (DCF); miconazol (MCZ). Os resultados obtidos mostraram que o sistema UASB/lagoas de polimento foi o que apresentou as melhores eficiências de remoção para o maior número de micropoluentes. O sistema UASB/filtro mostrou-se pouco efetivo, sendo que nenhum dos seis micropoluentes foi efetivamente removido nesse sistema. Os reatores UASB não foram efetivos na remoção dos compostos, apresentando eficiências intermediárias para apenas quatro compostos (SMX, TRI, BZF e DCF). Outra contribuição desta pesquisa foi com relação à importância do TDH dos sistemas na remoção de compostos hidrofílicos e menos biodegradáveis.

Lima (2013) também investigou amostras de esgoto do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG, em Belo Horizonte. Foi feita apenas uma

coleta de amostras de esgoto bruto e de efluentes do UASB seguido de FBP com rotosponge como material suporte. As substâncias investigadas foram ácido acetilsalicílico (AAS), ibuprofeno (IBU), paracetamol (PCT), genfibrozila (GENF) e DCF, hormônios naturais e sintéticos (E1, E2, EE2 e E3) e fenóis (BPA, 4-NP e 4-OP). Foi possível detectar, nas amostras de esgoto bruto, os fármacos AAS e PCT que são medicamentos largamente utilizados sem prescrição, o BPA que está presente em embalagens plásticas em geral e os hormônios naturais (E1) e E3 que é metabólito do E1 e do E2. No UASB houve redução significativa do AAS e do E1, além de não ter sido encontrado o PCT. No entanto, se mostrou pouco eficiente para o BPA e E3. O FBP também foi pouco eficiente para a remoção destes compostos uma vez que foram encontrados em concentrações próximas às do efluente do UASB.

Chen *et al.* (2017) apresentam resultados de atividade estrogênica relativamente altas, maiores que $1,4 \mu\text{gE}_2/\text{L}$ para o efluente bruto, e ao fim do tratamento na estação apresentou resultado de $0,01 \pm 0,03 \mu\text{gE}_2/\text{L}$, valor próximo ao limite de detecção. Os autores ressaltam que o tratamento biológico promoveu a maior remoção (75%), atribuindo esta remoção à biodegradação.

Louros *et al.* (2021) compararam o desempenho da operação contínua (OC) e intermitente (OI) de reatores UASB para remoção de estrona (E1) e 17α -etinilestradiol (EE2) de águas residuárias. Os autores encontraram que a OI contribui para a melhoria da remoção global de estrogênios, acima de 95% para E1 e EE2 quando comparado com a OC, 49% para E1 e 39% para EE2. Os resultados obtidos nesta investigação indicaram que a OI pode ser uma alternativa promissora, sustentável e robusta aos processos aeróbios acoplados aos reatores UASB para a remoção de estrogênios de águas residuais.

Komolafe *et al.* (2021b) investigaram os mecanismos de remoção e a degradação de 28 produtos químicos (triclosan, 15 hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, quatro estrogênios e oito congêneres de éter difenílico polibromados) em diferentes sistemas de tratamento biológico (lodo ativado, reator UASB e lagoa de estabilização). Todos os produtos químicos foram resistentes à degradação anaeróbia com lodo UASB, o que implica que sua remoção no UASB da ETE pesquisada foi provavelmente via sorção em sólidos. Os estrogênios apresentaram maiores taxas de degradação de primeira ordem sob condições aeróbias com inóculos de lodo ativado. A mesma tendência foi observada em condições aeróbias com um inóculo da lagoa facultativa, embora a um ritmo muito mais lento. A biodegradação foi o principal mecanismo de remoção desses produtos químicos no lodo ativado e na lagoa de estabilização das ETEs pesquisadas.

CAPÍTULO 1: EFEITO DO TDH SOBRE A REMOÇÃO DE TOXICIDADE E ATIVIDADE ESTROGÊNICA EM REATOR UASB TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO

1. Introdução

A poluição dos corpos hídricos piorou em quase todos os rios da América Latina desde a década de 1990 (UNEP, 2016). No Brasil, o país mais populoso dessa região, o lançamento de águas residuárias no ambiente sem o tratamento adequado contribui para este cenário, uma vez que menos da metade dos efluentes produzidos no país passa por um sistema de tratamento antes do descarte em corpos hídricos receptores (ANA, 2017). A mistura complexa de poluentes presentes nos esgotos domésticos, e conseqüentemente nos corpos hídricos, corroboram a degradação da qualidade da água que além de incorrer em desequilíbrio do ecossistema aquático, podem ocasionar riscos à saúde pública.

Existem diferentes tecnologias para o tratamento de esgotos domésticos, dentre elas, o tratamento anaeróbio vem sendo amplamente utilizado em países de climas tropicais, subtropicais e em desenvolvimento como é o caso do Brasil (CHERNICHARRO *et al.*, 2018; KOMOLAFE *et al.*, 2021a). No país, o *upflow anaerobic sludge blanket reactors* (UASB) é o método de tratamento de efluentes mais comumente utilizado (ANA, 2020). As inúmeras vantagens deste processo como baixo custo de implantação e operação, baixa requisição de área, pouca produção de lodo, fácil operação e manutenção do sistema, remoções satisfatórias de sólidos e matéria orgânica, além da possibilidade de produção de energia devido ao biogás (RIZVI *et al.*, 2015; STAZI e TOMEI, 2018), podem justificar a escolha por este tipo de tratamento.

A tecnologia de tratamento UASB permite a remoção de matéria orgânica suspensa e dissolvida dos efluentes municipais. Entretanto, uma grande variedade de microcontaminantes orgânicos que tem potencial tóxico, incluindo os desreguladores endócrinos, ainda são detectados nos efluentes destes reatores que têm demonstrado ser inadequados, obtendo remoções baixas e até mesmo negativas destes poluentes (QUEIROZ *et al.*, 2012; BRANDT *et al.*, 2013; VASSALLE *et al.*, 2020; Da SILVA *et al.*, 2020). Existem poucas informações na literatura sobre a eficiência desses reatores para a remoção e/ou mitigação da toxicidade e atividade estrogênica de esgotos domésticos (Da SILVA *et al.*, 2020), sobretudo sob diferentes condições operacionais.

As condições operacionais dos reatores UASB e as características físico-químicas do efluente podem influenciar na eficiência deste tipo de tratamento, e conseqüentemente a remoção da toxicidade e atividade estrogênica. O tempo de detenção hidráulica (TDH) é um dos parâmetros mais importantes que afetam a performance de UASB para o tratamento de esgotos domésticos (VIEIRA e GARCIA, 1992). Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar se diferentes condições operacionais de tempo de detenção hidráulica dos reatores UASB em escala de bancada exercem influência na eficiência do tratamento e na remoção e/ou mitigação dos efeitos ecotoxicológicos, crônicos e agudos e, atividade estrogênica de um esgoto doméstico em um município de médio porte.

2. Material e métodos

2.1 Planejamento experimental e coleta de amostras

O esgoto bruto foi coletado no poço de visita do interceptor final da rede de esgoto do município de Viçosa (população estimada 76.430; IBGE, 2022) no bairro Vale do Sol. Foram realizadas sete campanhas de coletas entre junho de 2020 e abril de 2021, sempre às 8 horas da manhã. O esgoto foi coletado com auxílio de uma bomba submersa Anauger 800, 380 W (Itupeva - SP), transferido para bombonas plásticas de 30L, encaminhado para o Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), peneirado com uma malha perfurada com furos de 3 mm de diâmetro para remoção de sólidos grosseiros e armazenado sob refrigeração (4 °C) até o seu uso. A cada lote de coleta, uma amostra composta de esgoto bruto foi separada em galões de 5L e congelada a -20°C para os bioensaios. O efluente tratado foi coletado na saída do reator UASB, transferido em frascos de um litro e armazenados a -20 °C para posterior caracterização ecotoxicológica. Um resumo do plano experimental utilizado nesta pesquisa pode ser observado na Figura 3.

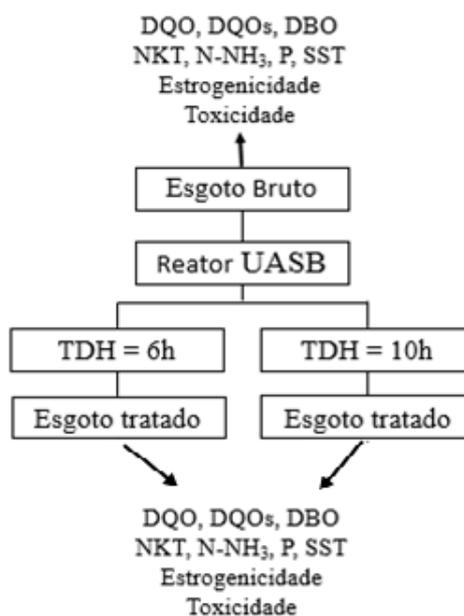


Figura 3. Fluxograma do plano experimental utilizado na pesquisa.

DQO – Demanda química de oxigênio; DQOs – Demanda química de oxigênio filtrada; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; SST – Sólidos suspensos totais; NKT – Nitrogênio Kjeldahl total; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; P – Fósforo.

2.2 Reator anaeróbio do tipo UASB

Um reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) em escala de bancada foi utilizado nesta pesquisa, confeccionado em PVC, diâmetro de 75 mm, altura útil de 0,4 m e volume útil de dois litros (Figura 4). A alimentação do reator em fluxo contínuo foi efetuada com o auxílio de uma bomba peristáltica (PolyCanal Provitec) que conectava o reator ao tanque de alimentação, uma bombona plástica de 30L com aquecimento ajustado para 30°C. A inoculação do reator foi realizada com 0,4 L de lodo anaeróbio proveniente de reator UASB em escala plena do sistema de tratamento de esgoto sanitário do município de Araçuaia, MG.

O período de partida foi efetuado ao longo de 60 dias dedicados à adaptação da microbiota e formação de grânulos, com base nas observações de Zhou et al. (2006) e Chong et al. (2012) que indicam que o tempo necessário para se obter um lodo granular varia entre 2 a 8 meses dependendo do padrão da operação adotado. Neste período a alimentação do reator foi contínua com TDH de 6h. Após a adaptação e estabilização da variação de DQO do esgoto tratado no reator, o reator continuou operando no TDH de 6h e foram coletadas amostras para caracterização do esgoto tratado. Depois de 30 dias, foi realizada a alteração para o TDH de 10h controlado pela vazão de alimentação do reator. Entre as mudanças dos TDHs foi

respeitado um período de adaptação de 20 dias antes de se iniciar a nova coleta de efluente tratado.

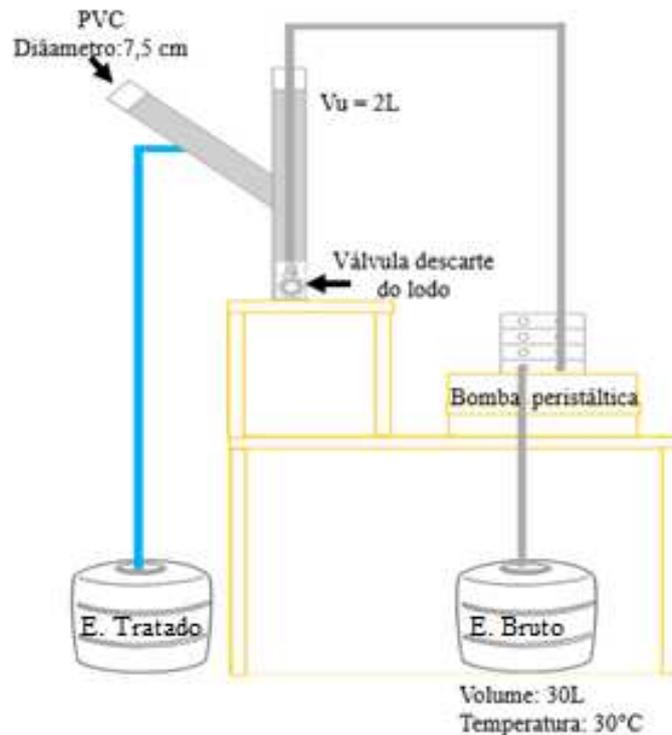


Figura 4. Esquema do reator anaeróbio de bancada tipo UASB utilizado no experimento.

2.3 Caracterização físico – química

A caracterização físico-química dos esgotos bruto e tratado foi realizada em triplicata e imediatamente após sua coleta pela quantificação dos parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO, método 5220 D), condutividade elétrica (método 2510 B), nitrogênio Kjeldahl total e nitrogênio amoniacal (NKT e $N-NH_3$, métodos 4500-Norg B e 4500- NH_3 C), fósforo (4500-P D), alcalinidade (2320 B), pH (método 4500- H^+ B), e sólidos suspensos totais, fixos e voláteis (SST, SSF e SSV método 2540 D e 2540 E), de acordo com procedimentos de preservação e análise dispostos no *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA *et al.*, 2022).

Para analisar sólidos suspensos totais, utilizou-se filtro de fibra de vidro de porosidade 1,2 μm (HNM – GF52/C). As análises dos parâmetros colorimétricos (DQO e P) foram executadas no espectrofotômetro Hach modelo DR3800. A digestão das amostras para análise de DQO foram realizadas no reator digital Hach DRB200.

2.4 Caracterização ecotoxicológica

Os ensaios de toxicidade foram realizados semanalmente. Obtiveram-se quatro amostras de esgoto tratado para cada TDH (6h e 10h), utilizadas para o ensaio de toxicidade com a alga clorofícea *Raphidocelis subcapitata* e o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia*.

Os resultados de toxicidade foram transformados e expressos na forma de unidades tóxicas agudas ou crônicas (UTa ou UTc) (equações 1 e 2) que também foram utilizadas para estimar a eficiência de remoção de toxicidade pelo reator. Os resultados em UT foram classificados em cinco classes conforme Persoone et al. (2003) (Tabela 1). Os resultados foram calculados com o auxílio do *software Comprehensive Environmental Toxicity Information System*TM (CETIS) (TIDEPOOL, 2018).

Tabela 1. Sistema de classificação da toxicidade (Persoone et al., 2003)

Unidade Tóxica, UT	Classificação
UT < 0,4	Classe I - sem toxicidade aguda/crônica
0,4 < UT < 1	Classe II - toxicidade levemente aguda/crônica
1 < UT < 10	Classe III - toxicidade aguda/crônica
10 < UT < 100	Classe IV - toxicidade aguda/crônica alta
UT > 100	Classe V - toxicidade aguda/crônica extremadamente alta

Para comparação de sensibilidade entre a *C. dubia* e *R. subcapitata* foi utilizada a metodologia apresentada por USEPA (1985) que utiliza os intervalos de confiança obtidos para os *endpoints* calculados dos testes (Apêndice D). A metodologia foi modificada para o uso da $CI_{25}(I)$ dos organismos.

$$UTa = \frac{100}{CE_{50}(48h)} \quad (1)$$

$$UTc = \frac{100}{CI_{25}(8d)} \text{ ou } \frac{100}{CL_{50}(8d)} \text{ ou } \frac{100}{CI_{25}(72h)} \quad (2)$$

2.4.1 Toxicidade crônica – *Ceriodaphnia dubia*

O teste de toxicidade com *C. dubia* foi realizado conforme a norma NBR 13373 (ABNT, 2017). Organismos jovens com 6 a 24 horas de idade foram expostos a diluições seriais (6,25;

12,5; 25; 50 e 100%) da amostra em água de cultivo por um período de 8 dias, com 10 réplicas contendo um organismo e 15 mL de solução. O teste foi conduzido em regime semiestático, temperatura de $24\pm 2^{\circ}\text{C}$, fotoperíodo de 12 h com luz difusa/12 h escuro e iluminância média de 700 lux com o uso de lâmpadas fluorescentes de cor branca, renovação do meio a cada 72 horas e alimentação diária com uma suspensão algácea da microalga *Raphidocelis subcapitata* (2×10^5 células/organismo).

A cada renovação das soluções-testes e ao final do tempo de exposição foram quantificados o número de indivíduos fêmeas adultas sobreviventes e neonatos produzidos e, logo, fez-se a transferência dos organismos adultos para novos frascos. O efeito agudo foi mensurado pela quantificação dos organismos sobreviventes após um período de exposição de 48h. Cada teste foi comparado com um controle, composto de organismos mantidos em água de cultivo sob as mesmas condições dos testes.

Os resultados de sobrevivência e reprodução nas amostras foram comparados com o controle para a obtenção da CL_{50} (8d), concentração em que se observa efeito de mortalidade em 50% dos organismos, ou CI_{25} (8d), concentração de inibição a 25% da reprodução em 8 dias de exposição, juntamente do intervalo de confiança. O efeito agudo em *C. dubia* também foi mensurado e expresso na forma da concentração de efeito a 50% da população após 48 h de exposição (CE_{50} (48h)). Para isso, foram empregados os métodos de Spearman-Kärber e interpolação linear com o uso do software CETIS.

2.4.2 Toxicidade crônica – *Raphidocelis subcapitata*

Os ensaios de toxicidade crônica foram realizados com *R. subcapitata*, seguindo-se as recomendações e procedimentos descritos na NBR 12648 (ABNT, 2018) para amostras de esgoto bruto e tratado. Foi utilizado meio líquido L.C. Oligo e comparou-se a inibição do crescimento algácea das amostras com o controle.

Os testes foram realizados em triplicata, usando erlenmeyers de 250 mL contendo 100 mL da solução-teste, constituída do meio L.C. Oligo, inóculo (10^4 células/mL) e amostra. As diluições seriais empregadas foram 6,25%, 12,5%, 25%, 50% e 100%. Os erlenmeyers foram vedados com uma rolha de algodão revestida com papel alumínio. Os testes foram montados em condições assépticas (bico de Bunsen e cabine de fluxo laminar), a fim de manter a cultura livre de contaminação microbiológica. Os erlenmeyers foram dispostos em mesa agitadora, com temperatura de $25\pm 2^{\circ}\text{C}$, intensidade luminosa de 4500 lux e agitação de 102 ± 2 rpm durante 72 h. Após o período de exposição, a densidade celular foi estimada por contagem em câmara de

Neubauer espelhada com auxílio de um microscópio óptico (Olympus IX51). Admitiu-se um coeficiente de variação de 20% no controle. Os resultados foram medidos na forma da concentração de inibição do crescimento algáceo a 25% em 72 h de exposição ($CI_{25}(72h)$) empregando o método de interpolação linear utilizando o software CETIS.

2.4.3 Testes de sensibilidade

A sensibilidade dos organismos *C. dubia* e *R. subcapitata* foi avaliada periodicamente por meio de bioensaios utilizando-se NaCl como substância de referência. A água utilizada para o cultivo do organismo (*C. dubia*), bem como para o preparo das diluições para os testes com o microcrustáceo, foi coletada periodicamente após os processos de coagulação e filtração na Estação de Tratamento de Água (ETA) da UFV, com correção de dureza para 44 mg/L de $CaCO_3$, como recomendado pela NBR 15499 (ABNT, 2016). As concentrações de NaCl utilizadas para *C. dubia* foram 0; 0,188; 0,375; 0,75; 1,5 e 3 g/L. Para *R. subcapitata* as concentrações foram 0; 0,375; 0,75; 1,5; 3,0; 6,0 g/L.

Os resultados destes testes eram agregados em cartas-controle, sendo considerados adequados para teste os organismos cuja resposta ao ensaio de sensibilidade se encontrasse na faixa entre $\pm 2x$ o desvio padrão da média dos resultados.

2.5 Atividade estrogênica – YES

A atividade estrogênica nas amostras de esgotos bruto e tratado foi determinada pelo ensaio in vitro YES, de acordo com a metodologia desenvolvida por Routledge e Sumpter (1996), com modificações. As análises foram realizadas no LESA-UFV. A linhagem de levedura de *Saccharomyces cerevisiae* modificada geneticamente, que contém o gene de receptor de estrogênio humano foi usada para se quantificar a atividade estrogênica.

A extração e concentração de 100 ml de amostras de esgoto bruto e tratado foi feita em cartuchos C_{18} de 500 mg com capacidade de 6 mL (Agela Technologies e Applied Separations), pela técnica de extração em fase sólida – EFS, após ajuste do pH das amostras para 3 com HCl. A extração foi realizada por gotejamento contínuo, em velocidade aproximada de 10 mL/min, mantendo sempre uma película do líquido acima da fase sólida do cartucho a fim de evitar o ressecamento dos poros e consequente perda do analito. Após a extração, o extrato foi eluído passando-se 4 x 1 mL de acetona através do cartucho e coletando-a em tubos de ensaio. A acetona foi totalmente volatilizada em duas etapas: temperatura ambiente e fluxo de nitrogênio

gasoso; em seguida, os tubos de ensaio foram congelados a -20°C . No momento da realização do ensaio YES, os analitos foram reconstituídos em 1 mL de etanol grau HPLC.

As análises do ensaio YES foram realizadas em placas de 96 poços, preparadas em condições assépticas dentro de uma cabine de fluxo laminar. Inicialmente, foram preparadas, também em microplacas de 96 poços, 12 diluições seriadas 1:1 das amostras reconstituídas e da curva padrão, ambas em etanol absoluto. A curva foi feita a partir de uma solução-padrão de 17β -estradiol ($54,48 \mu\text{L}$) e os resultados foram expressos como equivalentes de 17β -estradiol por litro (E2-eq/L.).

2.6 Análise estatística dos dados

A análise estatística objetivou o suporte à discussão dos resultados. Os resultados das análises físico-químicas, ecotoxicológicas e de estrogenicidade foram verificados quanto à normalidade com o teste Shapiro-Wilk. Para verificar as diferenças estatísticas entre os tempos de detenção hidráulica (6 e 10 horas) em relação à remoção de DQO, DBO, NKT, N-NH_3 , P, SST, toxicidade, atividade estrogênica e comparação da sensibilidade de *C. dubia* e *R. subcapitata*, foi aplicado o teste t de Student para dados com distribuição normal. Quando houve heterocedasticidade, o teste t de Welch foi utilizado. Quando a normalidade não foi identificada, a comparação entre os grupos foi realizada por meio do teste não paramétrico Mann Whitney. Considerou-se o nível de significância de 5% para os testes (valor comumente utilizado em estudos ambientais). Para avaliar as relações entre o teste biológico e os componentes físico-químicos das amostras de esgoto tratado foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson, no caso de dados com distribuição normal, e de Spearman para dados assimétricos. Para realização dos cálculos e construção dos gráficos foram utilizados os softwares *Origin 2021b Trial License* (ORIGINLAB®, EUA) e *Prism 9 Free Trial* (GRAPHPAD, EUA).

3. Resultados e discussão

3.1 Desempenho geral do reator UASB

A caracterização das amostras de esgoto doméstico coletadas para alimentar o reator anaeróbio está na Tabela 2. O esgoto bruto apresentou características variáveis durante o período de operação dos reatores, com exceção dos parâmetros NKT e N-NH_3 que apresentarem

concentrações médias de 90 e 75 mg/L, respectivamente, os demais parâmetros analisados foram compatíveis com os valores médios descritos na literatura (VON SPERLING, 2014). A alta fração orgânica biodegradável permitiu o uso satisfatório do tratamento biológico. Os resultados brutos de todas as variáveis físico-químicas analisadas estão no Apêndice A.

Tabela 2. Características dos lotes de esgoto bruto utilizado para alimentar o reator anaeróbio

Variável	Média ± dp (n)	Mín.	Máx.	Valores da literatura *	
				Faixa	Típico
Ph	7,5 ± 0,4 (7)	7,0	7,9	6,7 - 7,5	7
DBO (mg/L O ₂)	229 ± 65 (7)	116	314	200 - 500	350
DQO (mg/L O ₂)	561 ± 203 (7)	273	753	400 - 800	700
NKT (mg/L)	90 ± 14 (7)	73	105	35 - 70	50
N-NH ₃ (mg/L)	76 ± 22 (7)	52	116	20 - 40	30
P (mg/L)	9,7 ± 1,3 (7)	7,5	11,3	5 - 25	14
ST (mg/L)	692 ± 146 (7)	392	813	700 - 1350	1100
SST (mg/L)	187 ± 58 (7)	63	242	200 - 450	400
SSV (mg/L)	165 ± 52 (7)	54	201	165 - 350	320
DQO/DBO	2,4 ± 0,5 (7)	1,6	3,0	1,7 - 2,4	2,4

n = número de análises; * von Sperling (2014).

Os resultados das eficiências de remoção das variáveis DBO, DQO, SST, NTK, N-NH₃ e P do reator UASB após os TDHs de 6 e 10h estão apresentados nas Figura 5 a 7. Durante o período amostrado o reator UASB apresentou uma variação de desempenho considerável quanto à remoção de matéria orgânica, com a DQO do esgoto tratado variando de 81 a 268 mg/L e DBO variando de 20 a 62 mg/L, excedendo o limite para lançamento de 180 mg/L para DQO e 60 mg/L para DBO regulamentado pela legislação do estado de Minas Gerais (COPAM, CERH, 2022), que ocorreu na operação com TDH de 6h no mês de agosto de 2020.

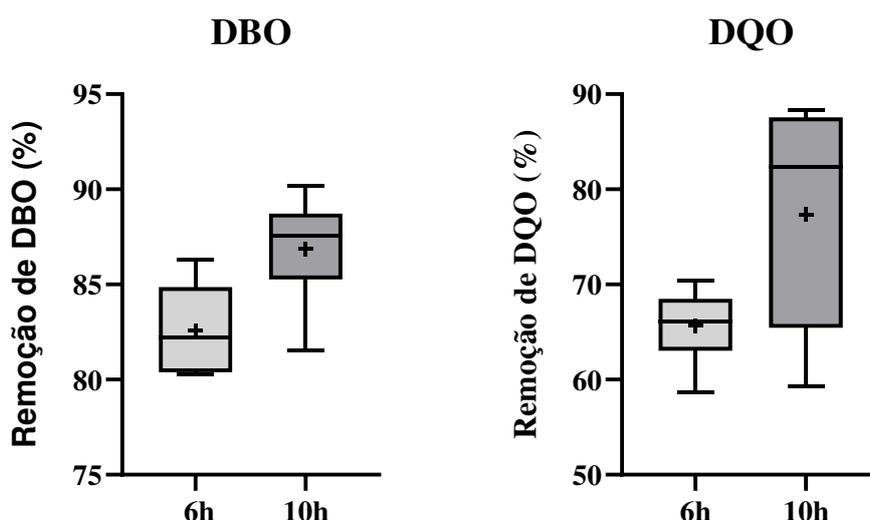


Figura 5. Remoção de DBO e DQO no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.

As eficiências médias de remoção de DQO para os TDHs de 6 e 10 horas foram 66% e 77%, respectivamente, para remoção de DBO, os valores médios de remoção alcançados foram 83% e 87%, respectivamente. A análise estatística demonstrou que os valores das eficiências de remoção de DQO e DBO foram significativamente diferentes nos TDHs de 6h e 10h com intervalo de confiança de 95%, indicando que TDH tem influência sobre essas variáveis, incrementando suas remoções à medida que o TDH aumentou (ZHANG *et al.*, 2012). Destaca-se que o TDH de 10h apresentou a melhor eficiência de remoção devido a diminuição da velocidade ascensional. A velocidade ascensional está diretamente relacionada ao TDH e desempenha um papel importante para retenção de SS. Uma diminuição na velocidade ascensional acarreta um aumento do TDH e do tempo de contato entre o lodo e o esgoto, o que aumenta a eficiência de remoção de DQO e sólidos suspensos (LIU *et al.*, 2010; RAJAKUMAR *et al.*, 2011).

A carga orgânica volumétrica (COV) influencia a eficiência dos reatores anaeróbios, pois esta variável indica o fornecimento de substrato para a manutenção da biomassa dos reatores e, para o melhor funcionamento dos reatores UASB, são indicadas COVs de 2,5 a 3,5 kgDQO/m³.d (CHERNICHARO, 2007). Em média as COVs aplicadas neste estudo para alimentação do reator foram 2,12 e 1,31 kgDQO/m³.d para os TDHs de 6 e 10h, respectivamente, estas que situaram-se ligeiramente abaixo dos valores comumente aplicados. Com o aumento da COV os processos tendem a apresentar queda de eficiência de remoção de DQO (LATIF *et al.*, 2011), como aconteceu neste estudo. Zeeuw (1984) estudando a partida e aclimatização de UASB, descreveu que quanto menor a variação e oscilação da carga aplicada

durante a partida, mais estável será a eficiência do processo estudado. Baseado nessas conclusões, estima-se que as poucas variações nos valores de COV não provocaram oscilações na eficiência de remoção de DQO e SS no UASB.

As condições de operação aplicadas no reator deram resultados semelhantes às remoções de DQO e DBO apresentadas na literatura para tratamento anaeróbio de esgoto doméstico. A eficiência média de remoção de DBO observada neste estudo foi superior à encontrada por Álvarez *et al.* (2006), de 54,1 % para um TDH de 10,2 h no estudo da partida de reatores UASB com diferentes inóculos. Zhang *et al.* (2012) relataram uma eficiência de remoção de DQO de 92% para um TDH de 10 h em um reator UASB tratando esgoto. Khan, Mehrotra e Kazmi (2015) utilizaram um reator UASB em escala de bancada para tratar esgoto doméstico a um TDH de 8h na Índia, as remoções de DQO e DBO observadas estiveram na faixa de 68%. Lima *et al.* (2016) encontraram uma eficiência média de remoção de DQO cerca de 52%, avaliando o desempenho de reatores UASB no tratamento de águas residuárias de origem doméstica no TDH de 8h. Dias *et al.* (2017) reportaram remoções de DQO de 62,8% em um reator UASB com TDH de 7h.

Em relação à análise de desempenho dos reatores quanto à eficiência de remoção de SST, na Figura 6 são apresentados os resultados para o reator UASB nos TDHs de 6 e 10 horas. As concentrações de SST no esgoto tratado variaram de 11 a 59 mg/L, abaixo do limite aceito pela legislação vigente (< 100 mg/L) (COPAM, CERH, 2022).

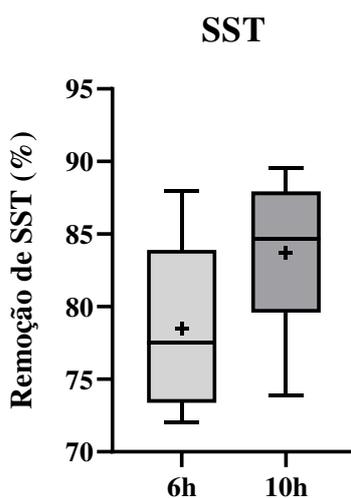


Figura 6. Remoção de SST no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.

Os resultados de eficiência de remoção de SST também foram significativamente diferentes para os TDH de 10h e 6h, onde o TDH de 10h teve os melhores resultados com

remoção média de 84%. Resultados semelhantes foram reportados por Rizvi et al. (2015), os quais encontraram uma eficiência média de remoção de SST de 74% para um TDH de 9h em um reator UASB tratando esgoto doméstico. A concentração de SST no esgoto tratado foi consideravelmente menor que no esgoto bruto, esta menor concentração refletiu o fato de que não houve diferença significativa entre remoção de DQO total e solúvel.

O reator não apresentou bom desempenho com relação à remoção de nutrientes para os TDHs de 6 e 10 horas, as remoções médias de NKT foram 25,7% e 5%, de N-NH₃ foram 11,1% e -10,7%, e as eficiências de P foram 28,4% e 14,4%, respectivamente. De forma geral, o reator apresentou baixas eficiências de remoção de NKT e P e produção de N-NH₃. Ao se comparar as eficiências médias de remoção de NKT, N-NH₃ e P das amostras nos TDHs de 6 e 10 horas, não houve diferenças estatisticamente significativas para essas três variáveis ($p > 0.05$, teste t).

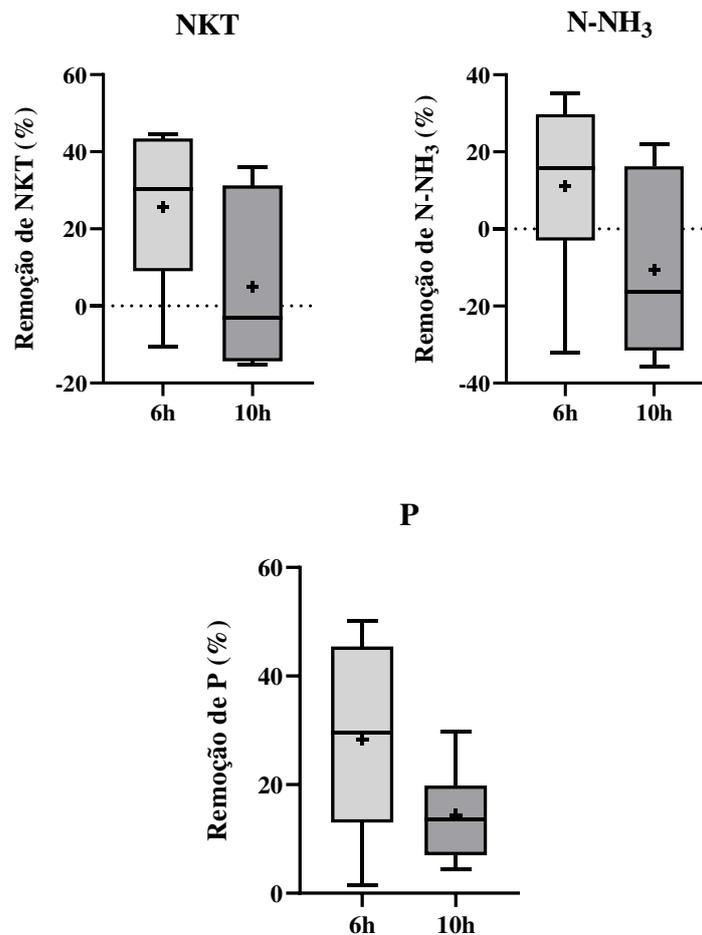


Figura 7. Remoção de NKT, N-NH₃ e P no reator UASB nos TDHs de 6 e 10h. (+) significa a média.

Os valores observados para N-NH₃ variaram de 47,4 a 91,8 mg/L, muito superiores ao limite legal para esgotos sanitários na legislação estadual vigente (< 20 mg/L) (COPAM, CERH, 2022). Este resultado foi semelhante ao de Colletta (2008) que estudou o desempenho de uma ETE constituída de UASB seguido de biofiltro aerado, onde a concentração média de N-NH₃ no efluente tratado foi de 40.1 ± 17.3 mg/L. Düpont e Lobo (2012) encontraram uma concentração média de 77.8 ± 22.5 mg/L no estudo realizado na ETE da Universidade de Santa Cruz do Sul. Vassalle et al. (2020) observaram uma concentração média de 34 mg/L de nitrogênio amoniacal no efluente do reator UASB.

As concentrações de fósforo neste estudo variaram de 5,6 a 9,4 mg/L, valores semelhantes aos encontrados por Oliveira e Sperling (2005), que após avaliação do efluente tratado por UASB encontraram concentrações de fósforo na ordem de 1 a 8 mg/L. Colletta (2008) apresentou resultados de concentração média de fósforo no efluente tratado de 4,8 ± 1,6 mg/L, e Düpont e Lobo (2012) relataram uma concentração média de fósforo de 3,6 ± 1,4 mg/L. A ineficiência para a remoção desse nutriente pelos processos UASB tem sido discutida na literatura científica (CHERNICHARO, 2006), apontando que esses processos apresentam uma remoção média de fósforo <35%. Sperling (1996) menciona a eficiência de remoção de 10 a 20% para fósforo total em esgoto doméstico usando o tratamento UASB.

Como é esperado em sistemas anaeróbios sem pós-tratamento, não houve uma boa remoção de fósforo e nitrogênio, sendo observado, inclusive, um acréscimo nas concentrações de nitrogênio no esgoto tratado. Em condições anaeróbias, a decomposição da matéria orgânica por microrganismos anaeróbios leva à hidrólise de proteínas e ureia e o conseqüente aumento de nitrogênio amoniacal (Metcalf *et al.*, 2003). As altas cargas de nitrogênio lançadas diariamente no meio ambiente podem causar depleção de oxigênio e eutrofização dos corpos hídricos além de morte de organismos aquáticos pela toxicidade da amônia (He et al, 2018). Esses resultados comprovam a necessidade de uma etapa adicional de tratamento para atendimento das legislações pertinentes do país, seja está para o cumprimento da remoção de matéria orgânica, patógenos ou nutrientes.

3.2 Ensaio ecotoxicológicos

3.2.1 Toxicidade aguda em *Ceriodaphnia dubia*

A toxicidade aguda não foi removida pelo reator UASB no TDH de 10h (eficiência média de -49%) e de 6h (eficiência média de -13%). Os resultados de toxicidade aguda do

esgoto tratado ou sua remoção entre os TDHs de 6 e 10 horas não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$).

O esgoto tratado apresentou efeito a sobrevivência nos testes com *C. dubia* com valores variando entre 1,4 e 2,8 UTa (Figura 8), que o classifica na classe III, esgoto com efeito agudo (PERSOONE *et al.*, 2003). Estes resultados demonstraram a incapacidade do reator UASB em remover a toxicidade aguda, em não conformidade com a legislação federal que estabelece que o esgoto tratado após lançamento não apresente efeito tóxico aos organismos aquáticos (CONAMA, 2011).

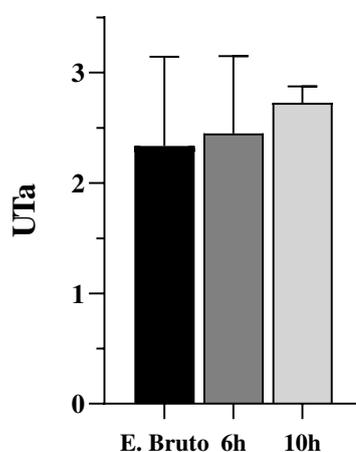


Figura 8. Unidades tóxicas aguda (UTa) em *C. dubia* do esgoto bruto e tratado durante operação com TDH de 6 e 10h. Barras de erro representam o desvio padrão.

Houve uma correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de DQO e a toxicidade aguda, com $r = 0,73$ ($p = 0,039$), sugerindo que a eliminação da matéria orgânica esteve vinculada à remoção de toxicidade. A toxicidade aguda pode ser relacionada com a DQO (ZHANG *et al.*, 2013, DENG *et al.*, 2017) e o remanescente desta pode causar toxicidade no esgoto tratado devido à presença de substâncias tóxicas residuais. Aquino (2013) avaliou a toxicidade aguda e crônica a *D. similis* e *C. dubia*, respectivamente, de amostras de afluente e efluente de uma ETE piloto constituída de reator UASB no município de Viçosa, Minas Gerais. Neste estudo foi observada toxicidade remanescente no esgoto tratado pelo sistema, as amostras de esgoto bruto e efluente tratado sendo tóxicas a *C. dubia*.

A toxicidade aguda nos esgotos tratados também pode estar vinculada com a concentração de amônia presente no esgoto. Andersen e Buckley (1998) apresentaram que a $CE_{50}(48h)$ de N-NH₃ para *C. dubia* foi de 1,18 mg N-NH₃/L. Comparando este valor com a concentração média de amônia no esgoto tratado no TDH de 6h deste estudo, 57 mg N-NH₃/L,

pode se notar que é superior a $CE_{50}(48h)$ e capaz de causar toxicidade aguda nestas amostras conforme correlação positiva ($r = 0,775$) obtida entre a toxicidade aguda e concentração de $N-NH_3$.

3.2.2 Toxicidade crônica em *Ceriodaphnia dubia*

O tempo de detenção hidráulica não influenciou a remoção de toxicidade crônica em *C. dubia*, estatisticamente os TDHs não se diferiram ($p > 0,05$), sendo que a operação do reator em TDH de 6 h atingiu eficiência média de remoção igual a 31,4% e 34,6%, respectivamente, enquanto o TDH de 10 h levou à produção de toxicidade, de -21,7% e -23,3% para sobrevivência e reprodução, respectivamente (Figura 9).

De acordo com os resultados, a produção de toxicidade no TDH de 10h está relacionada ao nitrogênio total e amoniacal segundo as correlações lineares positivas significativas obtidas entre a toxicidade em *C. dubia* e concentrações de NKT, com $r = 0,95$ ($p = 0,049$) e $N-NH_3$, com $r = 0,95$ ($p = 0,049$). A correlação entre os parâmetros físico-químicos e a UT_c das amostras de esgoto tratado no TDH de 6h não revelaram relação estatisticamente significativa entre os mesmos pela correlação de Spearman. A eficiência de remoção de toxicidade das amostras de esgoto tratado teve correlação positiva significativa com os sólidos suspensos voláteis, com $r = 0,70$ ($p = 0,05$), dando indícios de que o efeito tóxico está relacionado ao maior acúmulo de lodo, maior retenção de sólidos em TDH maior, podendo indicar que a toxicidade esteja associada a compostos hidrofóbicos adsorvidos.

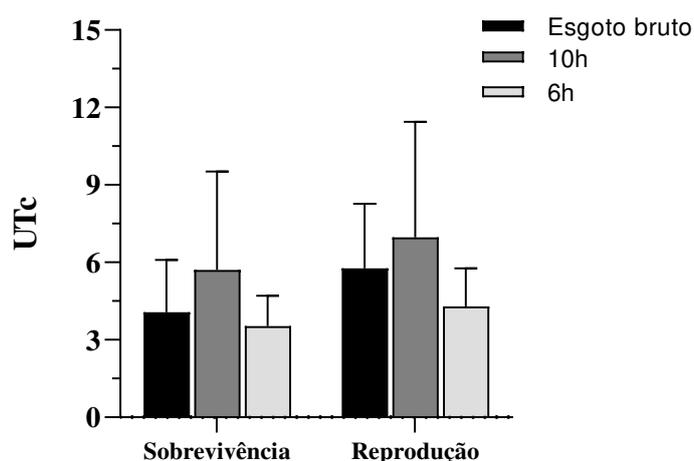


Figura 9. Unidades tóxicas crônicas (UT_c) para a sobrevivência e reprodução de *C. dubia*, nas amostras de esgoto bruto e tratado no reator UASB. Barras de erro representam o desvio padrão.

Os resultados alcançados com o microcrustáceo, em ambos os indicadores, apontam toxicidade crônica ($1 < UT_c < 10$). Isto mostrou a incapacidade destes reatores em produzir um esgoto tratado não tóxico. De maneira semelhante, MEDEIROS (2019), ao investigar a remoção de toxicidade do esgoto doméstico em reatores anaeróbios tipo UASB com modificação estrutural e microbiológica, encontrou que todas as amostras de esgoto tratado apresentaram toxicidade crônica à *C. dubia*. Pelo contrário, a toxicidade crônica sobre a reprodução e sobrevivência encontrada nesta pesquisa foi menor do que a encontrada por Da Silva et al. (2021) que alcançaram reduções insignificantes de toxicidade do esgoto tratado em um reator anaeróbio. Os efeitos crônicos observados no esgoto tratado no reator anaeróbio podem ocasionar sérios danos ao ambiente, não só pelos efeitos diretos das substâncias, mas pelos múltiplos efeitos tóxicos em diferentes níveis tróficos (HRUBIK *et al.*, 2016).

Os mecanismos envolvidos na redução da toxicidade podem ser de natureza física, como sedimentação, precipitação, solubilização, volatilização e adsorção e ou química, como especiação, quelação e oxirredução. Tais mecanismos estão intimamente relacionados aos processos envolvidos no tratamento biológico de esgotos, além da degradação bioquímica. A biodegradação do esgoto possui um papel importante sobre a toxicidade remanescente, quando esta ocorre parcialmente ou incompletamente, a mudança na conformação estrutural de muitos compostos (biotransformação) pode levar a alterações na toxicidade. Nos processos anaeróbios a presença e abundância de microrganismos aptos a degradação de micropoluentes ou agentes tóxicos é um fator decisivo para a remoção destes compostos (STASINAKIS, 2012).

3.2.3 Toxicidade crônica em *Raphidocelis subcapitata*

Todas as amostras de esgoto tratado submetidas a testes crônicos com *R. subcapitata* foram tóxicas. O tratamento anaeróbio não removeu a toxicidade nos TDH de 10h (eficiência média de -126%) e de 6h (eficiência média de -4%), e os dois tempos de detenção hidráulica não diferenciaram estatisticamente ($p = 0,232$). As amostras de esgoto tratado apresentaram efeito crônico nos testes com *R. subcapitata* com valores variando entre $< 1,0$ e $9,6 UT_c$ (Figura 10), a toxicidade remanescente no efluente tratado foi classificada como crônica ($1 < UT_c < 10$) (PERSOONE *et al.*, 2003).

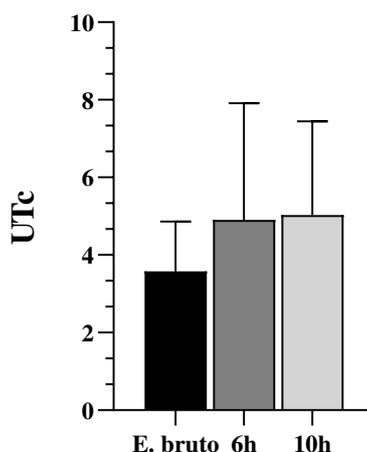


Figura 10. Unidades tóxicas crônicas (UTC) para o crescimento de *R. subcapitata*, 72 horas (CI₂₅(72h)) nas amostras de esgoto tratado no reator UASB com TDHs de 6 e 10h. Barras de erro representam o desvio padrão.

As correlações negativas significativas encontradas entre a remoção de toxicidade e a remoção de DQO, com $r = -0,86$ ($p=0,01$), e a remoção de N-NH₃, com $r = -0,76$ ($p =0,035$), sugerem que para estas amostras a eliminação da matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal não estiveram vinculados à remoção de toxicidade. Houve uma correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de toxicidade e a eficiência de remoção de SST, com $r = 0,76$ ($p =0,035$), esta dá indícios de que o efeito tóxico está relacionado a compostos adsorvidos no lodo.

As algas constituem a maior abundância de biomassa vegetal em ambientes aquáticos e são uma escolha lógica para estudos toxicológicos aquáticos, embora tenham sido subutilizadas nesta capacidade (WETZEL, 2001). Para as algas, existem muitas dúvidas sobre o efeito de inibição e de promoção do crescimento pelos muitos compostos presentes no esgoto. A produção de toxicidade pode estar relacionada com a remoção de matéria orgânica, já que, a matéria orgânica pode atuar como um fator de crescimento para algas (MAGDALENO *et al.*, 2014) e sua remoção pelo tratamento diminui o crescimento das algas no esgoto tratado. Contaminantes emergentes encontrados em esgotos podem atuar sobre a comunidade algal, as interações entre estes contaminante podem levar a efeitos aditivos ou causar maior (sinergismo) ou menor toxicidade (antagonismo). A remoção da matéria orgânica pode agir sobre estes efeitos exibindo um comportamento antagônico com diversos micropoluentes aos quais as algas são sensíveis, como os agentes antimicrobianos presentes em produtos de limpeza, produtos de higiene pessoal e agentes de desinfecção. Por exemplo, GORENOGLU *et al.* (2018) apresentaram que a CE₅₀(72h) de triclosan (TCS) para *R. subcapitata* foi 7.8 ± 0.1 µg/L, e

TAMURA et al. (2013) encontraram uma $EC_{50}(72h)$ em *R. subcapitata* de 5,1 (3,8-8,4) $\mu g/L$. O acúmulo de triclosan nas algas (*Cladophora spp*) pode levar a problemas ecotoxicológicos (COOGAN e POINT, 2008). O conteúdo lipídico de muitas espécies de algas fornece um ponto de entrada para a transferência trófica de contaminantes orgânicos lipofílicos, os micropoluentes podem acumular nos lipídeos que compõem de 5 a 70% do peso seco das algas, que resulta na transferência trófica para os níveis superiores (COOGAN et al., 2007).

Os resultados apresentados até aqui revelam a incapacidade do sistema UASB em remover a toxicidade, uma vez que tanto o esgoto bruto quanto o esgoto tratado foram classificados como tóxicos em todos os ensaios realizados. Por tanto, a implementação de um pós-tratamento é necessária para o polimento das qualidades microbiológica e ecotoxicológica.

3.2.4 Comparação da Sensibilidade entre *Ceriodaphnia dubia* e *Raphidocelis subcapitata*

Na maioria das amostras analisadas, não se observou diferença na sensibilidade dos organismos *C. dubia* e *R. subcapitata* aos esgotos tratados no reator UASB nos TDH de 6 e 10 horas (Tabela 3), pelo método da USEPA (1985). Estes resultados foram similares ao apresentado por Mansano et al. (2018) que determinaram que *C. dubia* e alga *R. subcapitata* apresentaram sensibilidades similares ao óxido de cobre (CuO).

Pelo teste t, também não houve diferença significativa entre a sensibilidade da *C. dubia* e *R. subcapitata* (p-valor = 0,083). Há muita controvérsia a respeito de qual organismo é mais indicado e recomenda-se a realização dos testes em pelo menos dois níveis tróficos (CONAMA, 2011).

Tabela 3. Comparação dos valores de CI_{25} para *C. dubia* e *R. subcapitata* obtidos a partir da análise do esgoto bruto e esgoto tratado do reator operado com TDH de 6 e 10 horas.

Sensibilidade	Ocorrência dos resultados (n=10)
<i>C. dubia</i> > <i>R. subcapitata</i>	3
<i>C. dubia</i> = <i>R. subcapitata</i>	7

3.3 Atividade Estrogênica (YES)

As amostras de esgoto bruto e tratado empregadas nesta pesquisa apresentaram atividade estrogênica, sendo que a concentração média no esgoto bruto foi igual a $87,2 \pm 32,4$ ng EQ-E2/L e após o tratamento, houve redução da estrogenicidade (Figura 11). O reator UASB

apresentou uma eficiência média de remoção de estrogenicidade de 41,6% no TDH de 6h e de 54% no TDH de 10h.

Não houve diferença estatística significativa nos níveis de remoção ou atividade estrogênica entre os dois tempos de detenção hidráulica avaliados (p -valor = 0,89). A remoção de atividade estrogênica pode ser atribuída a remoção de matéria orgânica, conforme a correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de DBO e remoção de atividade estrogênica, com $r = 0,80$ ($p = 0,016$).

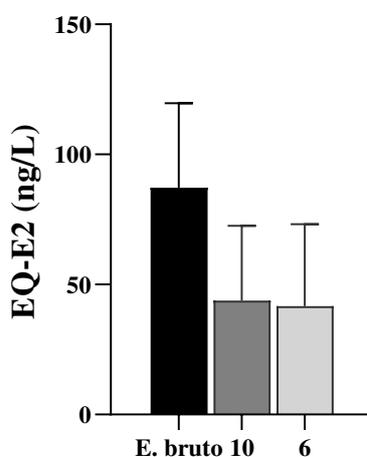


Figura 11. Atividade estrogênica em equivalentes de 17β -estradiol (EQ-E2, ng/L) das amostras de esgoto bruto e tratado do reator UASB no TDH de 6 e 10 horas. Barras de erro representam o desvio padrão.

Existem evidências contraditórias na literatura sob a remoção dos estrogênios de efluentes sob condições anaeróbicas. Vários estudos demonstraram que o tratamento anaeróbio teve pouca ou nenhuma remoção de desreguladores endócrinos (DE MES *et al.*, 2008; MEDEIROS, 2019; DA SILVA *et al.*, 2021), e alguns reportam que não há diferença entre as concentrações de entrada e saída de compostos estrogênicos em condições anaeróbicas (DE MES *et al.*, 2008; ANDERSEN *et al.*, 2003), apenas transformações (MULLER *et al.*, 2010; CZAJKA e LONDRY, 2006). Os principais mecanismos de remoção de compostos estrogênicos são processos biológicos, por biodegradação; adsorção ao lodo; e volatilização. Sorção e biodegradação são os dois principais mecanismos de remoção do 17β -estradiol no tratamento anaeróbio (STEVENS-GARMON *et al.*, 2011; GRANDCLÉMENT *et al.*, 2017). Alguns autores observaram eficiências de biodegradação de estrogênios acima de 95% (Zeng *et al.*, 2009), enquanto outros não detectaram degradação biológica (Alvarino *et al.*, 2016; Arias *et al.*, 2018; Vassalle *et al.*, 2020). Joss *et al.* (2004) propuseram um mecanismo para

degradação de estrogênio em ETEs. Seguindo o mecanismo, em condições aeróbias ou anaeróbias, o 17- β -estradiol será primeiro oxidado a estrona, que é posteriormente oxidada a metabólitos desconhecidos e, finalmente, a CO₂ e água (mineralizada). Teoricamente, em condições anaeróbias, o 17- β -estradiol pode ser reduzido a estrona. Louros *et al.*, (2021) estudaram diferentes modos de operação de reatores UASB para remoção de estrogênios, no experimento foram atingidas remoções de E1 e EE2 acima de 95%. Os autores relataram que a biodegradação foi o principal mecanismo de remoção de E1 e a adsorção no lodo foi a principal via de remoção do EE2.

O valor médio da atividade estrogênica do esgoto bruto deste estudo ($87,2 \pm 32,4$ ng EQ-E2/L) encontra-se dentro da faixa reportada na literatura para esgotos do Brasil quando comparados as concentrações de E2, 1,33 a 776 ng E2/L (FROEHNER *et al.*, 2011; PESSOA *et al.*, 2014; VASSALLE *et al.*, 2020). Os esgotos tratados apresentaram média de $42,7 \pm 29,2$ ng EQ-E2/L similar a atividade estrogênica de $6,0 \pm 4,1$ a 143 ± 15 ng EQ-E2/L para esgotos tratados (LEUSCH *et al.*, 2006) e próximo as concentrações médias de 48 ng E2/L para esgotos tratados em estações de tratamento no Brasil (PESSOA *et al.*, 2014).

Os estrogênios podem causar alterações no sistema endócrino de vários organismos, incluindo peixes, aves, répteis e mamíferos, e podem levar a distúrbios reprodutivos como hermafroditismo, masculinização e feminização, bem como distúrbios nas relações sexuais e declínio populacional (JANEX-HABIBI *et al.*, 2009; VERBINNEN *et al.*, 2010). Os resultados para os esgotos tratados apresentados na Figura 10 variaram de 6 a 96 ng EQ-E2/L, o que representa um perigo ao meio ambiente. A concentração efetiva de E2 necessária para indução significativa de VTG em adultos de peixe-zebra encontra-se entre 5 e 25 ng/L, e a concentração necessária para a modificação de característica sexual secundária nos machos está entre 25 e 100 ng/L de E2 (BRION *et al.*, 2004). Concentrações superiores à 25 ng/L poderiam causar hermafroditismo em jovens de *rare minnow* (*Gobiocypris rarus*) (LIAO *et al.*, 2009).

4. Conclusões

Os tempos de detenção hidráulica aplicados ao reator UASB produziram diferença significativa no desempenho quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, sendo que o TDH de 10 horas se destacou apresentando maior eficiência média de remoção de DBO (87%), DQO (77%) e SST (84%). Entretanto, não houve diferenças significativas na remoção de nutrientes, o reator UASB não foi capaz de remover NKT, N-NH₃ e P, sendo observado um acréscimo nas concentrações de nitrogênio no esgoto tratado.

Os parâmetros físico-químicos do esgoto tratado, regulamentados pela legislação do estado de Minas Gerais, apresentaram valores acima dos limites máximos de lançamento de efluentes.

O TDH não influenciou a remoção de toxicidade e estrogenicidade do esgoto tratado no reator UASB, não foram obtidas diferenças significativas destas variáveis nos TDHs estudados.

O esgoto bruto doméstico apresentou toxicidade aguda e crônica que permaneceu após o tratamento biológico no reator UASB, evidenciando a necessidade de pós-tratamento.

O reator UASB não conseguiu remover a toxicidade aguda em *C. dubia* nos TDHs que foi operado, o esgoto tratado foi classificado na classe III: com efeito agudo. Fortes correlações lineares positivas significativas foram estabelecidas entre a eficiência de remoção de DQO e de toxicidade aguda.

O tratamento anaeróbio reduziu a toxicidade crônica em *C. dubia* no TDH de 6h, mas o esgoto tratado ainda foi classificado como tóxico. A eficiência de remoção de toxicidade teve correlação positiva significativa com os SSV. No TDH de 10h houve produção de toxicidade, correlações lineares positivas significativas entre a toxicidade em *C. dubia* e concentrações de NKT e N-NH₃ foram observadas.

Para a alga *R. subcapitata*, foi verificada a produção de toxicidade nos TDHs de 10h e 6h. Fortes correlações lineares negativas significativas foram encontradas entre a remoção de toxicidade e a remoção de DQO e de N-NH₃. Também foi observada uma forte correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de toxicidade e a eficiência de remoção de SST. A toxicidade remanescente no efluente tratado foi classificada como crônica.

Os organismos *C. dubia* e *R. subcapitata* apresentaram a mesma sensibilidade para o esgoto doméstico utilizado.

O tratamento realizado pelo reator UASB reduziu a atividade estrogênica da amostra, mas o esgoto tratado ainda apresentou atividade estrogênica remanescente com valores que representam um perigo ao meio ambiente. Uma correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de DBO e remoção de atividade estrogênica foi observada.

CAPÍTULO 2: EFEITO DO TDH E DO USO DOS DIFERENTES TIPOS DE MEIO SUPORTE SOBRE A REMOÇÃO DE ATIVIDADE BIOLÓGICA NOS EFLUENTES DOS FILTROS BIOLÓGICOS AERADOS SUBMERSOS PÓS-REATOR UASB

1. Introdução

O desenvolvimento urbano e industrial tem como consequência o aumento da geração de esgotos, os quais causam problemas ao serem lançados não tratados ou tratados inadequadamente nos corpos aquáticos, situação que tem sido cada vez mais discutida no mundo inteiro há algum tempo. A mistura complexa de poluentes presentes nos esgotos municipais, e conseqüentemente, nos corpos hídricos, corroboram a degradação da qualidade da água que causa desequilíbrio do ecossistema aquático.

Existem diferentes tecnologias para o tratamento de efluentes municipais, sendo os reatores anaeróbios mais usualmente empregados em regiões de clima tropical e os reatores UASB os mais comumente usados no Brasil ((CHERNICHARRO *et al.*, 2018; ANA, 2020). Este tipo de reatores dificilmente produz efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental brasileira, e torna-se de grande importância, portanto, o pós-tratamento dos efluentes dos reatores UASB, como uma forma de adequar o efluente tratado aos requisitos da legislação ambiental e propiciar a proteção dos corpos d'água receptores. O foco principal do pós-tratamento é completar a remoção da matéria orgânica e proporcionar a remoção de nutrientes. Dentre as alternativas de pós-tratamento de efluentes anaeróbios destacam-se: lagoas de polimento, flotação por ar dissolvido, filtros biológicos, lagoa aerada e lodos ativados (METCALF e EDDY, 2003).

Os filtros biológicos são sistemas de tratamento de efluentes que podem encontrar uma elevada aplicabilidade no Brasil, devido à sua simplicidade e baixo custo operacional. Estes não tem sido muito disseminado no Brasil, sendo poucas as unidades implantadas e atualmente em operação.

O biofiltro aerado submerso (FBAS) constitui-se numa tecnologia de tratamento surgida na Europa no início dos anos 1980. É um reator aeróbio constituído por um tanque contendo um material suporte pelo qual o esgoto e o ar fluem (CHERNICHARO, 1997). O material suporte utilizado nos FBAS pode ser obtido a partir de diferentes materiais, tais como carvão ativado (CHAGAS, 2006), grãos de argila calcinadas, materiais compostos por poliestireno, polipropileno e poliuretano, tampas e pedaços de gargalos de garrafas PET, brita e anéis de Pall (GIUSTINA *et al.*, 2010).

Os FBASs realizam no mesmo reator a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes nos efluentes, sendo unidades capazes de promover com eficiência a remoção de matéria orgânica com tempos de detenção hidráulica relativamente baixos, utilizando áreas reduzidas (GUO *et al.*, 2012). Os FBASs são capazes de atingir diferentes objetivos, entre os quais a nitrificação, a desnitrificação e a desfosfatação (TSCHUI *et al.*, 1993; LACAMP *et al.*, 1992; GONÇALVES *et al.*, 1992). Este tipo de unidade também é promissora para a remoção de microcontaminantes, devido à melhor taxa de transferência de oxigênio no leito, que leva a uma maior taxa de nitrificação com a presença de organismos nitrificantes, que são potenciais removedores de alguns fármacos e desreguladores endócrinos (FERNANDEZ-FONTAINA *et al.*, 2012).

As condições operacionais e meio suporte dos FBASs e as características físico-químicas do esgoto podem influenciar a eficiência deste tipo de tratamento, e, consequentemente, a remoção de toxicidade, matéria orgânica e nutrientes. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar se diferentes tempos de detenção hidráulica e o uso de diferentes tipos de meio suporte do FBAS em escala de bancada exercem influência na eficiência do tratamento e na remoção e/ou mitigação dos efeitos ecotoxicológicos de um esgoto municipal de um município de médio porte.

2. Material e métodos

2.1 Planejamento experimental e coleta de amostras

Neste trabalho, foi operado um sistema combinado anaeróbio/aeróbio, em escala de bancada, com as unidades reator UASB e filtro biológico aerado submerso (FBAS) no tratamento de esgoto sanitário gerado no município de Viçosa, MG, coletado periodicamente no poço de visita do interceptor final da rede de esgoto municipal no bairro Vale do Sol.

O esgoto tratado utilizado durante a execução deste experimento foi o efluente gerado por um reator UASB em escala de bancada, instalado no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), com volume útil de dois litros, operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6h, em temperatura média de 30°C. Foram realizadas duas coletas deste efluente, a primeira, após a estabilização da variação de DQO do esgoto tratado no reator, onde aproximadamente 60 litros foram coletados durante 8 dias de operação. A segunda coleta foi realizada 30 dias após, coletando também um total de 60 litros. O efluente foi transferido para galões de 30 L e mantido sob refrigeração (4 °C) até o seu uso

para abastecimento dos FBAS. Em cada coleta, uma amostra composta de esgoto tratado no reator UASB foi separada em galões de 5L e congelada a -20°C para os bioensaios.

Foram coletadas amostras compostas de esgoto tratado na saída dos FBASs, transferidas para galões de 5 litros e armazenados a -20°C para posterior caracterização ecotoxicológica. Um resumo do plano experimental utilizado nesta pesquisa pode ser observado na Figura 12.

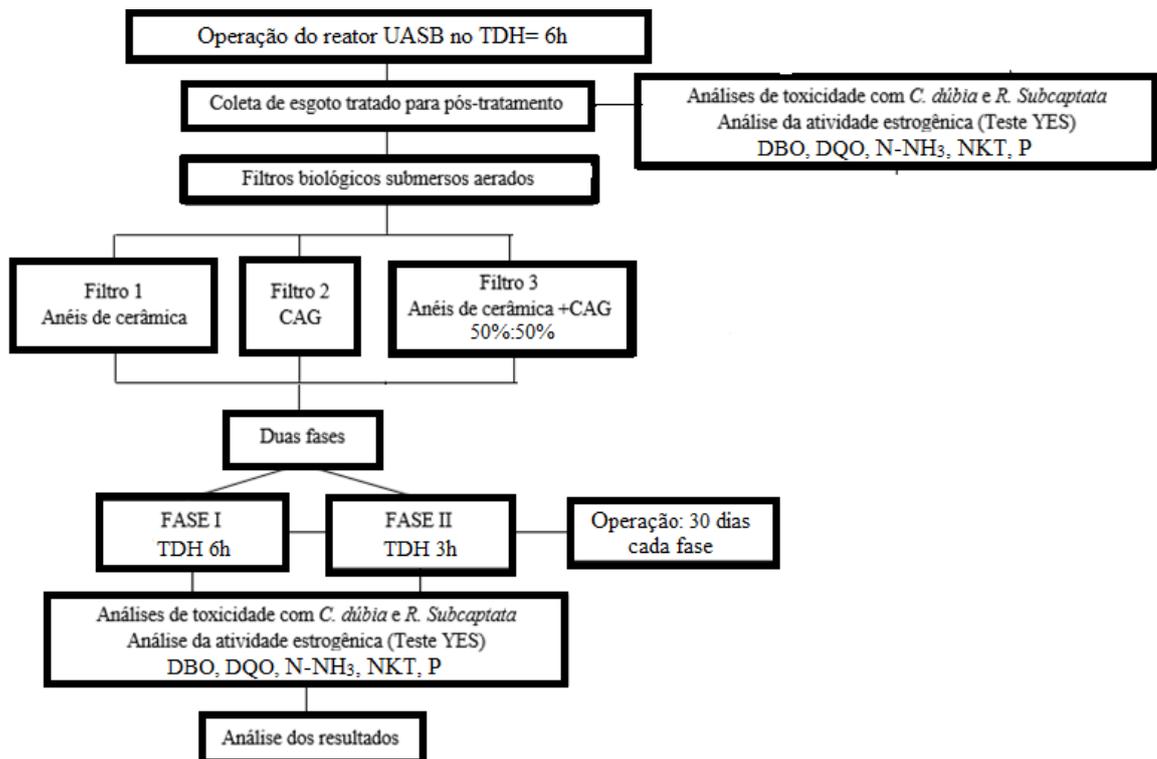


Figura 12. Fluxograma do plano experimental utilizado na pesquisa.

DQO – Demanda química de oxigênio; DBO – Demanda bioquímica de oxigênio; NKT– Nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; P – Fósforo.

2.2 Filtro biológico aerado submerso (FBAS)

Três filtros biológicos aerados submersos (FBAS) em escala de bancada foram utilizados nesta pesquisa, confeccionado em PVC com diâmetro de 75 mm e altura de 20 cm, com volume útil de 0,8 litros (Figura 13). Cada FBAS foi dotado de dispositivo para fornecimento de ar em fluxo ascendente por meio de microbolhas durante todo o tempo de operação. Para promover a aeração do FBAS, utilizou-se um compressor de ar externo RESUN modelo AC2000 utilizado para a oxigenação de aquários. Como difusor de ar foi utilizada uma

pedra porosa de aquário. As especificações do compressor, segundo informações do fabricante, são apresentadas na Tabela 4.

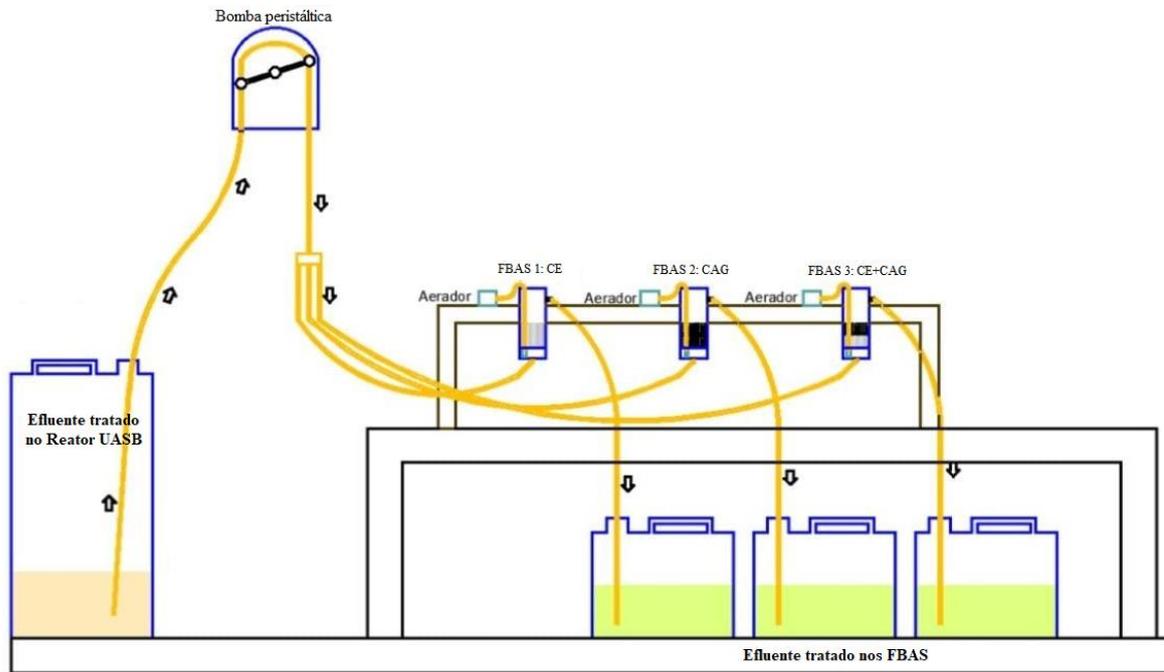


Figura 13. Esquema dos FBAS de bancada utilizados no experimento.

Tabela 4. Especificações dos compressores de ar usados na pesquisa

Propriedade	Dados
Modelo	AC-2000
Vazão de ar	3000 cc/min
Pressão	0,014 Mpa
Especificação elétrica	AC 110-120V 60Hz 5W

Cada filtro foi preenchido com um meio suporte diferente, sendo a altura destes a mesma para todos os filtros (12cm). Os materiais testados como suporte foram anéis de cerâmica de 15mm de altura x 15 mm de diâmetro e carvão ativado granular (CAG) (Tabela 5). O filtro número um foi preenchido apenas com anéis de cerâmica e o número dois somente com CAG. Para o terceiro filtro o preenchimento foi feito com uma mistura dos anéis de cerâmica e CAG com uma proporção de 50%:50% em volume ocupado do material.

Tabela 5. Características do CAG usado nos FBAS

Características	CAG 8x30 Mesh
Índice de Iodo	850 mg.g ⁻¹
Densidade aparente	0,50 g.cm ⁻³
Cinzas totais	Max. 10%
pH	Alcalino

Os afluentes aos FBASs foram bombeados com auxílio de uma bomba peristáltica operacionalizada por um temporizador objetivando operação em batelada, calibrada para as vazões correspondentes aos tempos de detenção hidráulica que foram estudados (TDH de 3 e 6h). Os FBASs foram alimentados com o esgoto tratado pelo reator UASB. Foi colocado um ponto de amostragem no final de cada FBAS para recolher o efluente após o tratamento proposto.

Para o crescimento e estabilização do biofilme dentro do FBAS, o sistema foi operado durante 60 dias ininterruptamente, antes de começar as amostragens. Entre a primeira e a segunda fase de operação do sistema de pós-tratamento, os filtros foram trocados por outros idênticos, isto com o intuito de obter condições de aclimatação do biofilme iguais que as empregadas no início da primeira fase.

O sistema funcionou em bateladas sequenciais com TDH de 3 e 6 horas. O período experimental foi dividido em duas fases de um mês cada, no primeiro mês, os FBAS foram iniciados com o TDH de 6h, e no segundo mês, o TDH utilizado foi de 3h.

2.3 Caracterização físico – química

A caracterização físico-química dos efluentes antes e após os FBAS foi realizada em triplicata e imediatamente após sua coleta pela quantificação dos parâmetros apresentados na Tabela 6.

Tabela 6. Métodos utilizados para caracterização físico-química dos efluentes tratados no reator UASB e nos FBAS

Parâmetro	Método (SMEWW)^a
Demanda Bioquímica de Oxigênio	5210 B
Demanda Química de Oxigênio	5220 D
Nitrogênio Kjeldahl Total (NKT)	4500-N _{org} B
Nitrogênio Amoniacal (N-NH ₃)	4500-NH ₃ C
Fósforo (P)	4500-P D

^aSMEWW = Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2022).

As análises dos parâmetros colorimétricos (DQO e P) foram executadas no espectrofotômetro Hach modelo DR3800. A digestão das amostras para análise de DQO foram realizadas no reator digital Hach DRB200.

2.4 Caracterização ecotoxicológica

Os ensaios de toxicidade foram realizados semanalmente. Obtiveram-se duas amostras de esgoto tratado para cada um dos FBAS em cada TDH usado (6h e 3h), utilizadas para o ensaio de toxicidade com a alga clorofícea *Raphidocelis subcapitata* e o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* descritos de forma mais abrangente na seção 4.2.4.1 e 4.2.4.2 desta tese. Os resultados de toxicidade foram transformados e expressos na forma de unidades tóxicas agudas ou crônicas (UTa ou UTc) (equações 1 e 2 na seção 4.2.4 desta tese) que também foram utilizadas para estimar a eficiência de remoção de toxicidade pelos FBASs. Os resultados em UT foram classificados em cinco classes conforme Persoone *et al.* (2003). Os resultados foram calculados com o auxílio do *software Comprehensive Environmental Toxicity Information System*TM (CETIS) (TIDEPOOL, 2018).

2.5 Atividade estrogênica – YES

A atividade estrogênica nas amostras de efluentes tratados pelo reator UASB e os FBAS foi determinada pelo ensaio *in vitro* YES (*Yeast Estrogen Screen*), de acordo com a metodologia desenvolvida por Routledge e Sumpter (1996), com modificações. As análises foram realizadas no LESA-UFV. Uma descrição detalhada desta análise pode ser encontrada na seção 4.2.5.

2.6 Análise estatística dos dados

Os resultados das análises físico-químicas e ecotoxicológicas foram verificados quanto à normalidade e à homocedasticidade, pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene ($\alpha < 0,05$), respectivamente. As diferenças estatísticas entre os tempos de detenção hidráulica (6 e 3 horas) em relação à remoção de DQO, DBO, NKT, N-NH₃, P e toxicidade foram verificadas por meio da análise de variância (ANOVA), seguida do teste de Tukey ($\alpha = 0,05$) para dados paramétricos. Quando as premissas de normalidade e homogeneidade não foram atendidas, os dados foram transformados por meio do teste Johnson e, seguidamente, a diferença entre os grupos foi verificada por meio da ANOVA e teste de Tukey. Para dados não paramétricos, o teste Kruskal-Wallis foi utilizado. Considerou-se o nível de significância de 5% para os testes. Os mesmos testes foram usados para verificar diferenças estatísticas entre os materiais de enchimento em relação à remoção de DQO, DBO, NKT, N-NH₃ e P.

Para avaliar as relações entre as respostas biológicas e os componentes físico-químicos das amostras de esgoto tratado, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson, no caso de dados com distribuição normal, e de Spearman para dados assimétricos. Para realização dos cálculos e construção dos gráficos foram utilizados os softwares *Minitab 21 Trial license* (MINITAB INC., 2021) *Origin 2021b Trial License* (ORIGINLAB®, EUA) e *Prism 9 Free Trial* (GRAPHPAD, EUA).

3 Resultados e discussão

3.1 Desempenho geral dos FBAS

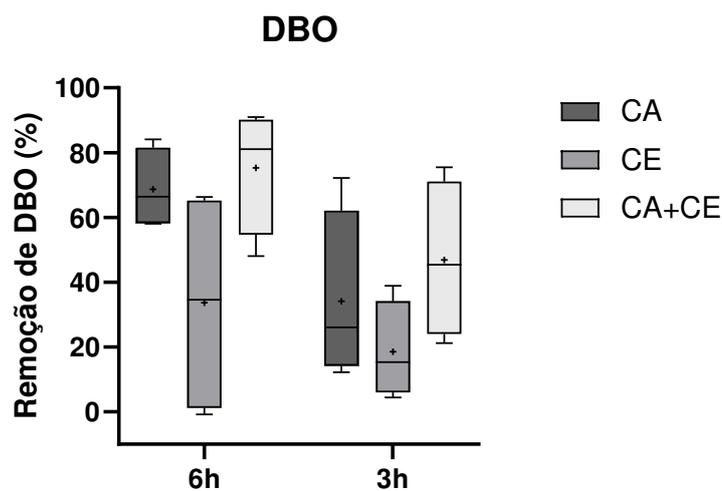
A caracterização das amostras de esgoto doméstico (coletadas para alimentar o reator anaeróbio) e as amostras de efluente do reator UASB (coletadas para alimentar os FBAS) está na Tabela 7. Os esgotos bruto e tratado apresentaram características variáveis durante o período de operação, mas compatíveis com valores médios descritos na literatura (VON SPERLING, 2014). Se encontrou uma alta fração orgânica biodegradável no esgoto bruto que permitiu o uso satisfatório do tratamento biológico no reator UASB, mas no esgoto tratado que alimentou os FBAS, a fração inerte foi elevada. (Os resultados brutos de todas as variáveis físico-químicas analisadas estão no Apêndice E).

Tabela 7. Características dos lotes de esgoto bruto e tratado utilizado para alimentar o reator anaeróbio e os FBAS

Variável	Esgoto Bruto			Esgoto tratado no reator UASB		
	Média ± dp (n)	Mín.	Máx.	Média ± dp (n)	Mín.	Máx.
DBO (mg/L O ₂)	258 ± 73 (2)	206	309	18 ± 5 (2)	15	22
DQO (mg/L O ₂)	406 ± 157 (2)	295	517	123 ± 7 (2)	118	128
NKT (mg/L)	48 ± 2 (2)	46	49	43 ± 1 (2)	42	43
N-NH ₃ (mg/L)	36 ± 3 (2)	34	38	30 ± 8 (2)	25	36
P (mg/L)	6,6 ± 1 (2)	6,1	7,1	5,8 ± 0,6 (2)	5,3	6,2
DQO/DBO	1,5 ± 0,2 (2)	1,4	1,7	7 ± 2 (2)	5,3	8,7

n = número de análises

Os resultados das eficiências de remoção das variáveis DBO, DQO, SST, NTK, N-NH₃ e P dos FBASs após os TDHs de 6 e 3h estão apresentados nas Figura 14 e 15. Durante o período amostrado, os FBASs apresentaram uma variação de desempenho considerável quanto à remoção de matéria orgânica, com a DQO do esgoto tratado variando de 32 a 130 mg/L e DBO variando de 2 a 22 mg/L, sempre encontrando-se abaixo dos limites máximos de lançamento de esgotos regulamentado pela legislação do estado de Minas Gerais (COPAM, CERH, 2022).



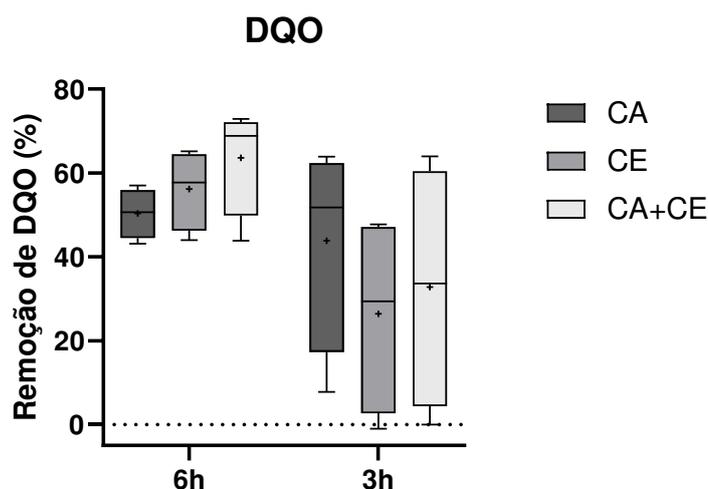


Figura 14. Remoção de DBO e DQO nos FBAS nos TDHs de 3 e 6h. (+) significa a média.

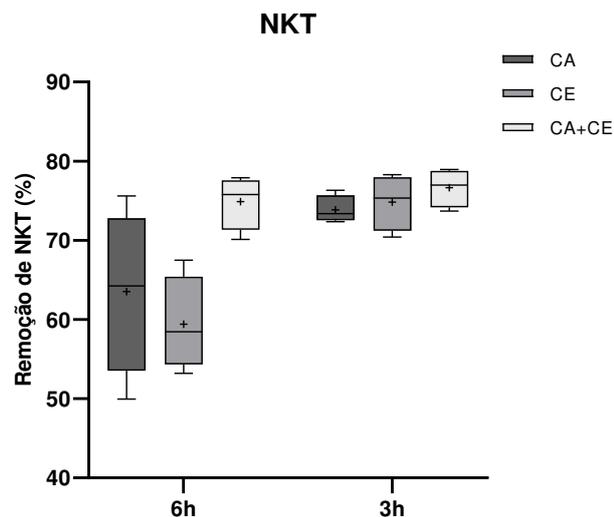
As eficiências médias de remoção de DQO para os TDHs de 3 e 6 horas foram 34% e 57%, respectivamente, e de remoção de DBO foram 33% e 59%, respectivamente. A análise estatística demonstrou que as eficiências de remoção de DQO e DBO foram significativamente diferentes nos TDHs de 3h e 6h, indicando que TDH tem influência sobre essas variáveis, incrementando suas remoções à medida que o TDH aumentou. Acredita-se que o TDH de 6h apresentou a melhor eficiência de remoção devido ao maior tempo de contato disponível para que as comunidades microbianas pudessem biotransformar substratos (CARPENTER e HELBLING, 2017).

Os resultados de eficiência de remoção de DBO também foram significativamente diferentes para os filtros 1, 2 e 3, lembrando que no filtro 1 (CE) foi usado anéis de cerâmica como meio suporte, filtro 2 (CA) foi usado CAG e no filtro 3 (CE+CA) uma mistura de anéis de cerâmica e CAG. O filtro 3 teve os melhores resultados com remoção média de 75% no TDH de 6h. O melhor desempenho de remoção de DBO pode ser devido a uma maior área de biofilme e melhor distribuição da alimentação.

As condições de operação aplicadas nos filtros deram resultados semelhantes às remoções de DQO e DBO apresentadas na literatura para pós-tratamento de efluentes anaeróbios. A eficiência média de remoção de DQO observada neste estudo foi superior à encontrada por Chernicharo *et al.* (1996), de 19% e valor médio de 54 mg/L no estudo exploratório de duas unidades em escala piloto, constituídas por um reator UASB e um biofiltro aerado operando em série. Giustina *et al.* (2012) relataram valores efluentes de DBO, inferiores a 10mg/L e DQO total inferior a 50mg/L para os filtros biológicos aerados (BAS), quando foi

avaliando viabilidade de uso de uma nova configuração do BAS no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, operado a um TDH de 8,2h. As eficiências de remoção de DQO total dos sistemas UASB+FBAS foram iguais ou superiores a 81%. Tais valores se assemelham aos obtidos por Hirakawa *et al.* (2002) e Giustina *et al.* (2012) na operação de um sistema UASB+FBAS, os quais situaram-se entre 80 e 90%. Os bons resultados obtidos pelos FBASs podem estar relacionados ao teor baixo de matéria orgânica biodegradável no esgoto após o reator UASB, e às elevadas eficiências inerentes a tratamentos aeróbios na remoção de matéria orgânica.

Em relação a remoção de nutrientes, os filtros apresentaram bom desempenho com relação à remoção de nitrogênio, não sendo assim para a remoção de fósforo nos TDHs estudados. No TDH de 3 e 6 horas as remoções médias de NKT foram 75% e 66%, respectivamente, as remoções médias de N-NH₃ foram 77% e 59%, respectivamente, e as eficiências médias de remoção de P foram 9,7% e 12,4%. De forma geral, o reator apresentou altas eficiências de remoção de NKT e N-NH₃ e reduzidas para P. Ao se comparar as eficiências médias de remoção de NTK, N-NH₃ e P das amostras nos TDHs de 3 e 6 horas, houve diferenças estatisticamente significativas para NKT e N-NH₃, o que não aconteceu no caso do P ($p > 0.05$, ANOVA).



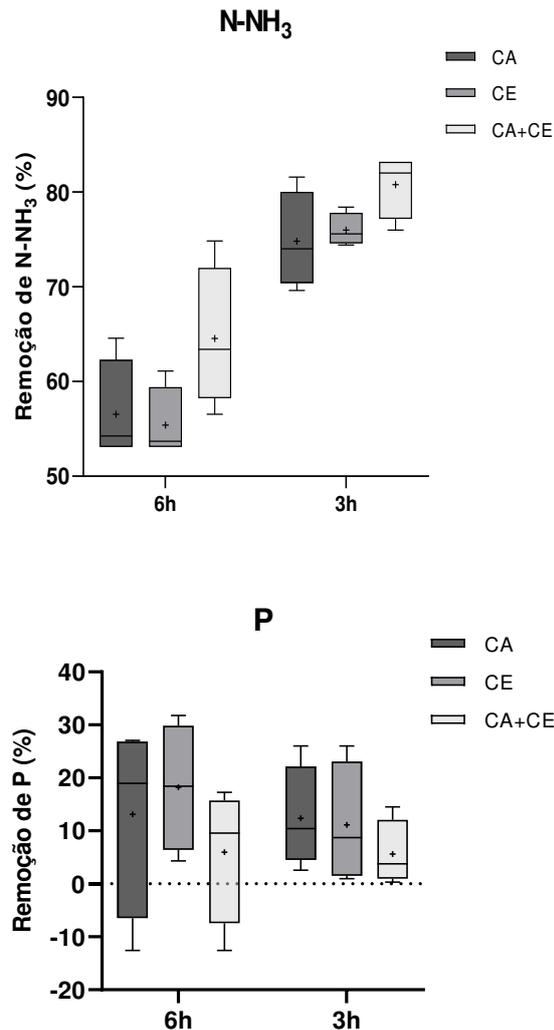


Figura 15. Remoção de NKT, N-NH₃ e P nos FBAS nos TDHs de 3 e 6h. (+) significa a média.

O TDH que apresentou maiores eficiências de remoção para NKT e N-NH₃ foi o de 3h. Encontrou-se que houve diferenças estatisticamente significativas para eficiência de remoção de NKT e N-NH₃ nos filtros 1, 2 e 3, sendo o filtro 3 o que alcançou os melhores resultados com remoção média de N-NH₃ de 81% e de 77% para NKT no TDH de 3h. Pujol *et al.* (1998) demonstraram que altas taxas de nitrificação podem ser obtidas com tempos de detenção hidráulica extremamente pequenos (até 10 minutos), podendo ser obtidas remoções de 94% de N-NH₃.

Os valores observados para NKT final variaram de 9 a 21 mg/L e para N-NH₃ variaram de 6 a 12 mg/L, o que atende ao limite legal de lançamento de N-NH₃ de 20 mg/L (COPAM, 2008; CONAMA, 2022). Estes resultados foram semelhantes ao de Fontana (2007), que avaliou o desempenho técnico e a viabilidade econômica do biofiltro aerado submerso preenchido com

carvão granular antracitoso, e obteve um efluente com valores médios de 7.4 mg/L NKT e 5.7 mg/L N-NH₃ usando TDHs de 5 e 7,5h. A concentração média de N-NH₃ observada no presente estudo foi inferior à encontrada por Colletta (2008), quem estudou o desempenho de uma ETE constituída de UASB seguido de biofiltro aerado, e encontrou concentração média de N-NH₃ no efluente tratado de 40.1 ± 17.3 mg/L. Ling *et al.* (2006) estudaram o desempenho do sistema reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto doméstico, observaram uma concentração e eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 2.3 mg/L e 78.5%, respectivamente. Düpont e Lobo (2012) encontraram uma concentração média de 77.8 ± 22.5 mg/L no estudo realizado na ETE da Universidade de Santa Cruz do Sul. No desempenho global do sistema foram obtidas eficiências de remoção de NKT e N-NH₃ de 74%.

As concentrações de fósforo neste estudo variaram de 3,6 a 6,2 mg/L, valores semelhantes aos encontrados por Colletta (2008), que após avaliação do efluente tratado pela estação de tratamento de esgotos da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), constituída por um reator UASB e biofiltro aerado, encontrou concentração média de fósforo de 4,8 ± 1,6 mg/L. Ling *et al.* (2006) apresentou resultados onde indicou que a eficiência média de remoção de fósforo se manteve em 30% em um sistema composto de um reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso para o tratamento de esgoto doméstico. Fontana (2007) encontrou que a remoção de fósforo nos biofiltros foi reduzida, obtendo uma remoção média de 12% a 14%. Com respeito ao meio suporte usado em cada um dos filtros, não se encontraram diferenças estatisticamente significativas entre eles para a remoção de P. As eficiências de remoção de P dos sistemas UASB+FBAS foram iguais ou superiores a 22%.

Os resultados obtidos confirmam que a utilização deste sistema no tratamento de esgoto doméstico resulta num excelente efluente final, com baixo consumo de energia e pequena produção de lodo. Corrobora-se a expectativa de se obter um funcionamento otimizado da etapa de pós-tratamento para remoção de poluentes convencionais atendendo as legislações pertinentes do país para o lançamento de efluentes.

3.2 Ensaio ecotoxicológicos

3.2.1 Toxicidade aguda em *Ceriodaphnia dubia*

A toxicidade aguda não foi removida, mas aumentada, pelo FBAS no TDH de 3h (eficiência média de -56%) e de 6h (eficiência média de -18%). Os resultados de toxicidade aguda do esgoto tratado pelos filtros ou sua remoção entre os TDHs de 3 e 6 horas não

apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$). O mesmo aconteceu com o meio suporte usado em cada um dos filtros, não tendo diferenças significativas entre os materiais de enchimento.

As amostras de esgoto tratado apresentaram efeito sobre a sobrevivência nos testes com *C. dubia* com valores variando entre 1,4 e 2,8 UTa (Figura 16), que os classifica na classe III, esgoto com efeito agudo (PERSOONE *et al.*, 2003). Com estes resultados podemos indicar que os FBAS usados nesta pesquisa são incapazes de remover a toxicidade aguda, uma vez que o esgoto tratado não pode ser agudamente tóxico, para garantir que a introdução deste efluente no corpo receptor não apresente efeito tóxico aos organismos aquáticos (CONAMA, 2011).

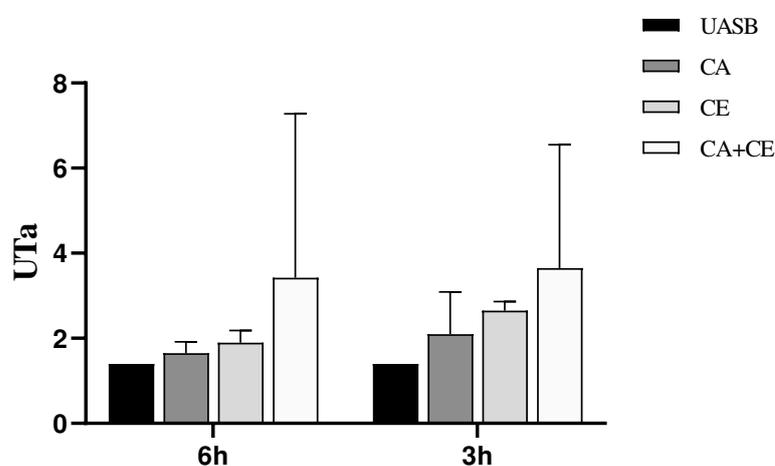


Figura 16. Unidades tóxicas aguda (UTa) em *C. dubia* do esgoto tratado no reator UASB e nos FBASs durante operação com TDH de 3 e 6h. Barras de erro representam o desvio padrão.

A toxicidade aguda nos esgotos tratados pode estar vinculada com a matéria orgânica, já que, houve uma correlação positiva significativa entre a eficiência de remoção de DBO e a eficiência de remoção de toxicidade aguda, com $r = 0,69$ ($p = 0,034$). DBO remanescente pode causar toxicidade no esgoto tratado devido à presença de substâncias tóxicas residuais (DENG *et al.*, 2017). Esgotos tratados podem conter uma composição química complexa e apresentar notáveis efeitos inibitórios e tóxicos aos microrganismos nos processos tradicionais de tratamento biológico (LEI *et al.*, 2010).

Wang *et al.* (2016) utilizaram três tecnologias diferentes (lodos ativados, adsorção em carvão ativado e uma combinação de adsorção e biodegradação) para tratar águas residuais e investigar a remoção de frações orgânicas. Os autores relataram que 37-38% da matéria orgânica foi adsorvida pelo carvão ativado, o que indicou que uma fração da matéria orgânica

não foi facilmente removida pela adsorção no carvão devido às características moleculares. Compostos aromáticos e ácidos carboxílicos, na fração hidrofóbica, apresentaram características refratárias durante o tratamento e compostos semelhantes aos ácidos aromáticos foram difíceis de biodegradar e adsorver.

3.2.2 Toxicidade crônica em *Ceriodaphnia dubia*

O tempo de detenção hidráulica não influenciou a remoção de toxicidade crônica em *C. dubia* ($p > 0,05$) (Figura 17). Da mesma forma, o material usado como recheio dos filtros também não influenciou a remoção de toxicidade, os filtros 1, 2 e 3 não apresentam diferenças estatisticamente significativas. De acordo com os resultados, a produção de toxicidade está relacionada a matéria orgânica segundo as correlações lineares positivas significativas obtidas entre a eficiência de remoção de toxicidade em *C. dubia* e as eficiências de remoção de DBO, com $r = 0,83$ ($p = 0,005$) e DQO, com $r = 0,82$ ($p = 0,043$).

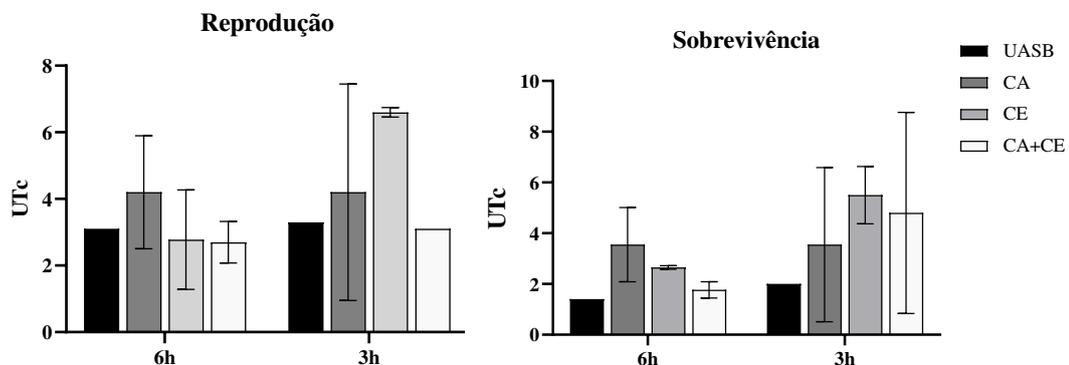


Figura 17. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para a reprodução e sobrevivência de *C. dubia*, nas amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBAS. Barras de erro representam o desvio padrão.

Os resultados alcançados com o microcrustáceo, em ambos os indicadores, apontam toxicidade crônica ($1 < UTc < 10$), com as médias das $CE_{50}(8d)$ variando entre 1,4 e 7,6 UTc e, as médias das $CI_{25}(8d)$ compreendidas entre 1,2 e 6,6 UTc. Isto mostrou a incapacidade dos filtros em produzir um esgoto tratado não tóxico.

Hamada (2008), depois de avaliar a estação de tratamento de esgoto de Suzano, SP, verificou toxicidade crônica extrema no efluente tratado (7.1%) usando *C. dubia* como organismo teste. De maneira semelhante, Düpont e Lobo (2012), no estudo sobre a toxicidade do afluente e efluente de uma ETE composta de reator UASB e biofiltro, encontraram efluentes

extremamente tóxicos a *C. dubia*. Num estudo que relacionou a toxicidade e poluentes convencionais em efluentes de indústrias de papel kraft, foram encontradas se correlações significativas entre o aumento de DBO e a redução na reprodução de *C. dubia* (RAPTIS *et al.*, 2014). Os efeitos crônicos observados no esgoto tratado proveniente dos FBASs podem ocasionar sérios danos ao ambiente, não só pelos efeitos diretos das substâncias, mas pelos múltiplos efeitos tóxicos em diferentes níveis tróficos (HRUBIK *et al.*, 2016).

3.2.3 Toxicidade crônica em *Raphidocelis subcapitata*

Todas as amostras de esgoto tratado submetidas a testes crônicos com *R. subcapitata* foram tóxicas. O pós-tratamento com os FBAS não removeu a toxicidade nos TDH de 6h (eficiência média de -158%) e no TDH de 3h a remoção foi muito baixa (eficiência média de 4%), sem diferença entre os dois tempos de detenção hidráulica ou material de preenchimento ($p = 0,135$). As amostras de esgoto tratado apresentaram efeito crônico nos testes com *R. subcapitata* com valores variando entre 1,6 e 19,3 UTc (Figura 18) e a toxicidade remanescente no efluente tratado foi classificada como crônica alta ($10 < UTc < 100$) (PERSOONE *et al.*, 2003). Não foram encontradas correlações significativas entre as respostas biológicas e os componentes físico-químicos das amostras de esgoto tratado pelos FBASs.

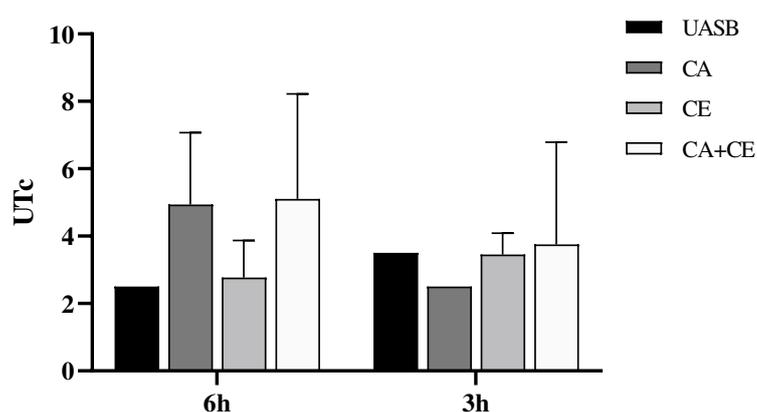


Figura 18. Unidades tóxicas crônicas (UTc) para o crescimento de *R. subcapitata*, 96 horas ($CI_{25}(96h)$) nas amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBASs com TDHs de 3 e 6h. Barras de erro representam o desvio padrão.

As algas desempenham um papel importante nos ecossistemas aquáticos e tornam-se a principal fonte de alimento e energia para outros organismos (BAI e ACHARYA, 2017). Portanto, se os efluentes tratados quando lançados aos corpos de água causarem efeitos

inesperados nas algas, a vida dos organismos tróficos superiores seria afetada através da cadeia alimentar. Estudos anteriores reportaram que esgotos possuem efeitos inibitórios para bactérias e microalgas, os produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal encontrados nele afetam negativamente o crescimento de microalgas e protozoários, mesmo em concentrações muito baixas (ng/L) (YU *et al.*, 2014; HAIG *et al.*, 2016; TEXEIRA e GRANEK, 2017; XIN *et al.*, 2021).

Colletta (2008) constatou em um estudo de toxicidade crônica, realizado na estação de tratamento de efluentes (ETE) da UNISC, que os efluentes bruto e tratado também foram classificados como extremamente tóxico para *Scenedesmus subspicatus*, uma alga (*Chlorophyceae*) que representa o nível de produtores primários. Machado e Soares (2021) apresentaram que a *R. subcapitata* exposta ao triclosan (TCS) em 27 e 37 µg/L por 72 horas resultou na redução do desempenho do crescimento de algas acompanhado de aumento do tamanho celular e alteração da forma celular. Além disso, a exposição ao TCS causa indução de estresse oxidativo e danos à membrana celular em *Chlamydomonas reinhardtii* exposta a 0,5–4 mg/L por 72–96 horas (PAN *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2020). As algas são mais sensíveis ao TCS em comparação com outros organismos aquáticos, sob exposição prolongada, mesmo em baixas concentrações, o TCS tende a acumular-se nas algas e, assim, causar efeitos prejudiciais às algas e aos organismos de níveis tróficos mais elevados (MULLA *et al.*, 2020; MO *et al.*, 2022).

Os resultados apresentados até aqui revelam a incapacidade do sistema UASB+FBAS em remover a toxicidade, uma vez que o esgoto tratado foi classificado como tóxico ou altamente tóxico em todos os ensaios realizados. Por tanto, a implementação de um pós-tratamento diferente ou a avaliação de diferentes condições operacionais, parâmetros e meios de suporte nos filtros biológicos aerados submersos é necessária para a melhoria da qualidade ecotoxicológica.

3.3 Atividade Estrogênica (YES)

O pós-tratamento com os FBAS conseguiu uma redução da estrogenicidade (Figura 19), a concentração média no esgoto tratado pelos filtros foi igual a $1,76 \pm 2,3$ ng EQ-E2/L e as eficiências médias de remoção de estrogenicidade para os TDHs de 3 e 6 horas foram 78% e 79%, respectivamente. Não houve diferença estatística significativa nos níveis de remoção ou atividade estrogênica entre os dois tempos de detenção hidráulica avaliados (p -valor = 0,197), nem entre os materiais de preenchimento dos filtros ($p > 0,05$). Não foram encontradas

correlações significativas entre a atividade estrogênica e os componentes físico-químicos das amostras de esgoto tratado pelos FBAS.

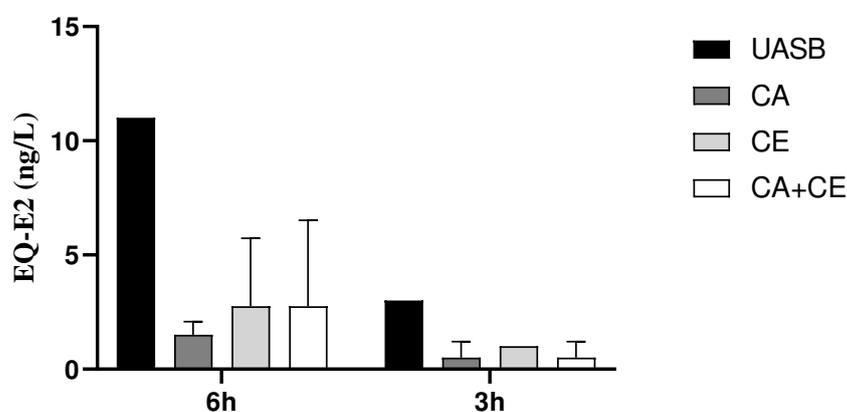


Figura 19. Atividade estrogênica em equivalentes de 17β -estradiol (EQ-E2, ng/L) das amostras de esgoto tratado no reator UASB e nos FBAS com TDHs de 3 e 6 horas. Barras de erro representam o desvio padrão.

O valor médio da atividade estrogênica do esgoto tratado deste estudo ($1,76\pm 2,3$ ng EQ-E2/L) encontra-se abaixo da faixa reportada na literatura para esgotos tratados em estações de tratamento $6,0\pm 4,1$ a 143 ± 15 ng EQ-E2/L (LEUSCH *et al.*, 2006; PESSOA *et al.*, 2014). Os resultados obtidos em relação as eficiências médias de remoção da atividade estrogênica estão ligeiramente inferiores aos relatados por outros autores; Balest *et al.* (2008) encontraram eficiências médias de remoção de 85% para E2 e 84% para EE2 usando um reator de biofiltro granular aeróbio em batelada sequencial. Castellanos *et al.* (2021) mostraram que um reator aeróbio de lodo granular foi capaz de minimizar substancialmente o potencial estrogênico, evidenciado pelos testes YES. Os autores relataram que embora a adsorção pareça ser um passo importante para a remoção de desreguladores endócrinos, a biodegradação foi a principal via de remoção destes compostos, com a maior parte da remoção de E2 (99%) e EE2 (93%) sendo alcançada por rotas de degradação microbiana.

Vários estudos demonstraram que o tratamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto com diferentes meios filtrantes, entre eles o carvão ativado granular, teve uma boa remoção de desreguladores endócrinos. Grover *et al.* (2011) observaram que uma unidade de carvão ativado granular em grande escala, tratando efluente de estação de tratamento de esgoto em escala real, atingiu consideráveis remoções de estrogênios e esteroides, com níveis de variação de 84 a 99%. Paredes *et al.* (2016) relacionaram o nível de remoção de estrogênios em

filtros de areia à biodegradação e chegaram à conclusão de que apenas a sorção não é o suficiente para promover a remoção dos estrogênios das matrizes que possuem essas substâncias. De Castro *et al.* (2018) estudaram o desempenho de uma unidade de polimento proposta para remover os fármacos e DE encontrados no esgoto tratado da ETE Arrudas. Os autores encontraram que dentre as classes de substâncias avaliadas os estrogênios foram os que possuíram maior nível de remoção. Eles atribuíram este resultado a elevada biodegradabilidade desses compostos, que possuem coeficiente de degradabilidade elevado. Os autores obtiveram um resultado similar ao desta pesquisa sobre o os TDH e materiais de enchimento, para os estrogênios o TDH diferenciado entre as fases de operação da coluna de polimento e os meios filtrantes, não fizeram diferença em relação ao nível de remoção desses compostos. Embora as concentrações médias da atividade estrogênica do presente estudo sejam bastante baixas, ainda podem ser prejudiciais ao sistema endócrino dos organismos aquáticos (JAROŠOVÁ *et al.*, 2014).

4. Conclusões

Os tempos de detenção hidráulica aplicados aos FBAS produziram diferença significativa no desempenho quanto à remoção de matéria orgânica, sendo que o TDH de 6 horas se destacou apresentando maior eficiência média de remoção de DBO (59%) e DQO (57%). Na remoção de nutrientes, houve diferenças significativas na remoção de nitrogênio, onde o TDH de 3h apresentou maior eficiência média de remoção de NKT (75%) e N-NH₃ (77%). Entretanto, não houve diferenças significativas na remoção de P.

Os parâmetros físico-químicos do esgoto tratado pelos FBAS, regulamentados pela legislação do estado de Minas Gerais, apresentaram valores abaixo dos limites máximos de lançamento de efluentes.

O TDH não influenciou na remoção de toxicidade das amostras de esgoto tratado após os FBAS, não foram obtidas diferenças significativas desta variável nos TDHs estudados.

Os FBAS não conseguiram remover a toxicidade aguda ou crônica em *C. dubia* nos TDHs que foram operados e foi até verificada a produção de toxicidade. O esgoto tratado foi classificado na classe III: com efeito agudo. Correlações lineares positivas significativas foram estabelecidas entre a eficiência de remoção de DBO e eficiência de remoção de toxicidade aguda e crônica.

O tratamento aeróbio nos FBAS reduziu a toxicidade crônica em *R. subcapitata* no TDH de 3h, mas o esgoto tratado ainda foi classificado como tóxico. No TDH de 6h, houve produção de toxicidade.

O tratamento realizado pelos FBAS reduziu a atividade estrogênica do esgoto nos TDHs de 3 e 6 horas, minimizando, substancialmente, o potencial estrogênico.

Foram encontradas diferenças estatisticamente significativas nos meios de suporte usados em cada um dos filtros biológicos aerados submersos no desempenho quanto à remoção de matéria orgânica e nitrogênio, sendo que o Filtro 3 (CE+CA) se destacou, apresentando maior eficiência média de remoção de DBO (75%) no TDH de 6h, e maior eficiência média de remoção de NKT (77%) e N-NH₃ (81%) no TDH de 3h.

5. Recomendações

Com base nas avaliações dos resultados obtidos no decorrer deste trabalho é possível indicar algumas sugestões para trabalhos futuros:

Avaliar a produção de biomassa no meio suporte e realizar estudos a respeito de espessura e composição do biofilme.

Avaliar a durabilidade do meio suporte e testar outros tipos.

Avaliar outros parâmetros como a temperatura, pH, alcalinidade e oxigênio dissolvido, que poderiam influenciar ou inibir o processo de nitrificação.

Aprofundar o monitoramento ao longo da altura do FBAS, incluindo análises de desempenho e variáveis de controle.

Recomenda-se que sejam testadas novas vazões de ar, determinando assim, a vazão ótima para produzir um efluente com concentrações de nitrogênio e matéria orgânica ainda menores que os produzidos nesta pesquisa.

Realizar a avaliação e identificação da toxicidade (AIT) para identificar qual a classe de compostos tóxicos responsáveis pela toxicidade à *C. dubia* e *R. subcapitata* nas amostras de esgoto bruto e tratado pelo sistema constituído por reator UASB seguido de FBAS.

CONCLUSÕES GERAIS

Esta pesquisa avaliou a remoção de atividade biológica em amostras de um sistema constituído de reator UASB seguido de filtro biológico aerado submerso. O sistema UASB + FBAS foi capaz de operar sem problemas relevantes e fornecer um efluente que atende a legislação ambiental do Estado de Minas Gerais (DQO < 180 mg/L, DBO < 60 mg/L e N-NH₃ < 20 mg/L), para o lançamento em corpos d'água receptores.

O esgoto bruto apresentou efeitos tóxicos agudos e crônicos que permaneceram após o tratamento biológico no sistema reator UASB + FBAS. O esgoto tratado foi classificado com toxicidade crônica para *C. dubia* e *R. subcapitata*. Corrobora-se que os processos convencionais de tratamento de esgotos não removem completamente a toxicidade de esgotos sanitários, o que acarreta esgotos com potencial para causar efeito tóxico no corpo receptor.

O tratamento realizado pelo sistema reator UASB + FBAS reduziu a atividade estrogênica, mas o esgoto tratado ainda apresentou atividade estrogênica remanescente. Embora as concentrações médias da atividade estrogênica do esgoto tratado na saída dos FBAS do presente estudo sejam bastante baixas, ainda podem ser prejudiciais ao sistema endócrino dos organismos aquáticos.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2010.

ABNT. **EMENDA 1 NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica – método de ensaio com *Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2017.

ABNT. **NBR 12648**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica – método de ensaio com algas (Chlorophyceae). Rio de Janeiro, 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017. 88 p. il. ISBN: 978-85-8210-050-9

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA, 2020. Disponível em: < https://saneamentobasico.com.br/wp-content/uploads/2020/09/encarteatlasesgotos_etes.pdf > Acesso em 14 jun. 2021.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H.; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. In: **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2001.

ÁLVARES, J. A.; RUIZ, I.; GÓMEZ, M.; PRESAS, J.; SOTO, M. Startup alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Bioresouce Technology**, v. 97, n. 14, p. 1640-1649, 2006.

ALVARINO, T.; SUÁREZ, S.; LEMA, J. M.; OMIL, F. Understanding the removal mechanisms of PPCPs and the influence of main technological parameters in anaerobic UASB and aerobic CAS reactors. **Journal of Hazardous Materials**, v. 278, p. 506-513, 2014.

ALVARINO, T.; SUÁREZ, S.; GARRIDO, M.; LEMA, J. M.; OMIL, F. A UASB reactor coupled to a hybrid aerobic MBR as innovative plant configuration to enhance the removal of organic micropollutants. **Chemosphere**, v. 144, p. 452-458, 2016.

ALVES, D. N. B. **Remoção de Ferro em água de irrigação através de filtração em areia e zeólita**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. **Standard Methods**, 24 ed. 2022.

ANDERSEN, H. B.; BUCKLEY, J. A. Acute toxicity of ammonia to *Ceriodaphnia dubia* and a procedure to improve control survival. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 61, p. 116-122, 1998.

ANDERSEN, H.; SIEGRIST, H.; HALLING-SØRENSEN, B.; TERNES, T. A. Fate of estrogens in a municipal sewage treatment plant. **Environmental Science & Technology**, v. 37, n. 18, p. 4021–4026, 2003.

AQUINO, D. S. **Avaliação ecotoxicológica de esgotos de redes coletoras de um campus universitário e da área urbana da cidade de Viçosa – MG e sua influência na qualidade dos corpos receptores**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013.

ARIAS, A.; ALVARINO, T.; ALLEGUE, T.; SUÁREZ, S.; GARRIDO, J. M.; OMIL, F. An innovative wastewater treatment technology based on UASB and IFAS for cost-efficient macro and micropollutant removal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, p. 113-120, 2018.

ASSIS, I. F. **Eficiência de uma estação compacta de tratamento de esgoto composta por reator UASB seguido de biofiltro aerado submerso**. Artigo científico (Graduação) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil. Natal, RN, 2017.

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

BAE, M. J.; PARK, Y. S. Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbances: A review. **Science of the Total Environment**. 466–467, 635–649, 2013.

BAI, X.; ACHARYA, K. Algae-mediated removal of selected pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from Lake Mead water. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 734-740, 2017.

BALEST, L., LOPEZ, A., MASCOLO, G., & DI IACONI, C. Removal of endocrine disrupter compounds from municipal wastewater using an aerobic granular biomass reactor. **Biochemical Engineering Journal**, v. 41, n. 3, p. 288-294, 2008.

BILA, D. M. **Degradação e Remoção da Atividade Estrogênica do Desregulador Endócrino 17 β -estradiol pelo Processo de Ozonização**. 2005. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, 2005.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: Efeitos e conseqüências. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651–666, 2007.

BILA, D.; MONTALVÃO, A. F.; AZEVEDO, D. D. A.; DEZOTTI, M. Estrogenic activity removal of 17 β -estradiol by ozonation and identification of by-products. **Chemosphere**, v. 69, n. 5, p. 736-746, out. 2007.

BOLONG, N.; ISMAIL, A. F.; SALIM, M. R.; MATSUURA, T. A review of the effects of emerging contaminants in wastewater and options for their removal. **Desalination**, v. 238, n. 1-3, p. 229–246, 2009.

BOONNORAT, J.; BOONAPATCHAROEN, N.; PRACHANURAK, P.; HONDA, R.; PHANWILAI, S. Toxic compounds biodegradation and toxicity of high strength wastewater treated under elevated nitrogen concentration in the activated sludge and membrane bioreactor systems. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 252–261, 2017.

BORREGAARD, V.R. Experience with nutrient removal in a fixed-film system at full-scale wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 36, n. 1, p. 129-137, 1997.

BRANDT, E. M. F. **Avaliação da remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em sistemas simplificados de tratamento de esgoto (reatores UASB seguidos de póstratamento)**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 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. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do 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-CONAMA. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, Capítulo 1, 13 de maio de 2011, p.89.

BRION, F.; TYLER, C. R.; PALAZZI, X.; LAILLET, B.; PORCHER, J. M.; GARRIC, J.; FLAMMARION, P. Impacts of 17 β -estradiol, including environmentally relevant concentrations, on reproduction after exposure during embryo-larval-, juvenile- and adult-life stages in zebrafish (*Danio rerio*). **Aquatic Toxicology**, v. 68, n. 3, p. 193– 217, 2004.

CAMPANELLA, L.; CUBADDA, F.; SAMMARTINO, M. P.; SAONCELLA, A. An algal biosensor for the monitoring of water toxicity in estuarine environments. **Water Research**, v. 25, p. 69–76, 2000.

CARBALLA, M.; OMIL, F.; TERNES, T.; LEMA, J. M. Fate of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) during anaerobic digestion of sewage sludge. **Water research**, v. 41, n.10, p. 2139-2150, 2007.

CARDOSO, L.; LUCA, S.J. de. Toxidez de efluentes municipais biologicamente tratados e desinfetados com hipoclorito e ferrato de sódio. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.1, p.26-29, 2004.

CARDOSO, F. D. **Eficiência de remoção de estrogênios por uma estação de tratamento de esgotos**. Monografia (Tecnologia em Processos Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CARNEIRO, R. B.; POZZI, E.; CORBI, J. J.; ZAIAT, M. Ecotoxicity and antimicrobial inhibition assessment of effluent from an anaerobic bioreactor applied to the removal of sulfamethoxazole and ciprofloxacin antibiotics from domestic sewage. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, p. 1-13, 2021.

CARPENTER, COREY MG; HELBLING, DAMIAN E. Removal of micropollutants in biofilters: Hydrodynamic effects on biofilm assembly and functioning. **Water research**, v. 120, p. 211-221, 2017.

CASTELLANOS, R. M.; BASSIN, J. P.; BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Biodegradation of natural and synthetic endocrine-disrupting chemicals by aerobic granular sludge reactor:

evaluating estrogenic activity and estrogens fate. **Environmental Pollution**, v. 274, p. 116551, 2021.

CECCONET, D.; CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A. G. UASB performance and perspectives in urban wastewater treatment at sub-mesophilic operating temperature. **Water**, v. 14, n. 1, p. 115, 2022.

CHAGAS, A. F. **Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBFAS precedido de reator UASB**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHEN, J.; LIU, Y. S.; ZHANG, J. N.; YANG, Y. Q.; HU, L. X.; 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, Z.; LI, M.; WEN, Q. Comprehensive evaluation of three sets of advanced wastewater treatment trains for treating secondary effluent: Organic micro-pollutants and bio-toxicity. **Chemosphere** v. 189, p. 426–434, 2017.

CHERNICHARO, C.A.L.; ARAÚJO, V.L.; GONÇALVES, R. F. Estudos sobre o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB através de biofiltros aerados submersos. **Anais do XXV Congresso Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)**, México - DF, Tomo I, Vol. 1, pp. 360 – 367, 1996.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997, 380 p.

CHERNICHARO, C.A.L. Pós-Tratamento de reatores anaeróbios. Belo Horizonte – Projeto PROSAB, 2001.

CHERNICHARO, C.A.L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP. 544 p. 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Reatores Anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2007. 380p.

CHERNICHARO, C.A. L.; RIBEIRO, T. B.; PEGORINI, E. S.; POSSETTI, G. R. C.; MIKI, M. K.; DE SOUZA, S. N. 2018. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário e parte 1: Tópicos de Interesse. **Revista Dae**, 66, 5e16. <https://doi.org/10.4322/dae.2018.038>

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment – A State-of-the-art review. **Water Research**, v. 46, p. 3434-3470, 2012.

CIRJA, M.; IVASHECHKIN, P.; SCHÄFFER, A.; CORVINI, P. F. Factors affecting the removal of organic micropollutants from wastewater in conventional treatment plants (CTP) and membrane bioreactors (MBR). **Environmental Science and Biotechnology**. 2008.

COLLETTA, V. D. **Avaliação ecotoxicológica da eficiência da detoxificação do efluente tratado pela estação de tratamento de esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil**. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2008.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS. Deliberação Normativa conjunta COPAM / CERH nº 8 de 21 de novembro de 2022. 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. Belo Horizonte: COPAM, 2022.

COOGAN, M. A.; EDZIYIE, R. E.; LA POINT, T. W.; VENABLES, B. J. Algal bioaccumulation of triclocarban, triclosan, and methyl-triclosan in a North Texas wastewater treatment plant receiving stream. **Chemosphere**, v. 67, p.1911- 1918, 2007.

COOGAN, M. A.; POINT, T. W. La. Snail bioaccumulation of triclocarban, triclosan, and methyltriclosan in a North Texas, USA, stream affected by wastewater treatment plant runoff. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 27, n. 8, p. 1788-1793, 2008.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M.; ESPINDOLA, E. L. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008.

CZAJKA, C. P.; LONDRY, K. L. Anaerobic biotransformation of estrogens. **Science of the Total Environment**, v. 367, n. 2–3, p. 932–941, 2006

DA SILVA, P. R.; MOUNTEER, A. H.; DOS ANJOS BENJAMIN, L.; DE ALMEIDA, E. R.; VITORINO, F. B.; ARCANJO, G. S.; DOS SANTOS PETERSEN, V. R. Evaluation of toxicity and estrogenicity in UASB-Treated municipal sewage. **Chemosphere**, v. 268, p. 128778, 2021.

DE CASTRO, L. V.; BRANDT, E. M. F.; CAMPOS, A. C. V.; DE AQUINO, S. F.; WERNER, D.; AFONSO, R. J. D. C. F.; MOTA FILHO, C. R. Behavior of micropollutants in polishing units that combine sorption and biodegradation mechanisms to improve the quality of activated sludge effluent. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, p. 1-11, 2018.

DE MES, T. Z. D.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. Anaerobic biodegradation of estrogens—hard to digest. **Water Science and Technology**, v. 57, n. 8, p. 1177-1182, 2008

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Toxicidade de resíduos têxteis tratados por microrganismos. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 1, p. 63-66, 2006.

DENG, M.; ZHANG, Y.; QUAN, X.; NA, C.; CHEN, S.; LIU, W.; HAN, S.; MASUNAGA, S. Acute toxicity reduction and toxicity identification in pigment-contaminated wastewater during anaerobic-anoxic-oxic (A/A/O) treatment process. **Chemosphere**, v. 168, p. 1285–1292, 2017.

DIAS, D. F. C.; PASSOS, R. G.; RODRIGUES, V. A. J.; DE MATOS, M. P.; SANTOS, C. R. S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of a natural treatment system for small communities, composed of a UASB reactor, maturation ponds (baffled and unbaffled) and a granular rock filter in series. **Environmental Technology**, v. 39, n. 4, p. 490-502, 2018.

DÍAZ-TORRES, E.; GIBSON, R.; GONZÁLEZ-FARÍAS, F.; ZARCO-ARISTA, A. E.; MAZARI-HIRIART, M. Endocrine Disruptors in the Xochimilco Wetland, Mexico City. **Water Air Soil Pollut**, v. 224, p. 1-11, 2013.

DÜPONT, A., LOBO, E. A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 24, n. 2, p. 119-126, 2012.

ESCHER, B. I.; BAUMGARTNER, R.; LIENERT, J.; FENNER, K. Predicting the ecotoxicological effects of transformation products. In: BOXALL, A. B. A. *Transformation Products of Synthetic chemicals in the Environment*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, p. 205-244.

FERNANDEZ-FONTAINA, E.; OMIL, F.; LEMA, J. M.; CARBALLA, M. Influence of nitrifying conditions on the biodegradation and sorption of emerging micropollutants. **Water Research**, v. 46, n. 16, p. 5434–5444, 2012.

FONTANA, H. Pós-tratamento de esgoto sanitário com biofiltro aerado submerso preenchido com carvão granular: desempenho técnico e estudo de viabilidade econômica. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

FOTSIS, T., JÄRVENPÄÄ, P., ALDERCREUTZ, H. Purification of Urine for Quantification of Complete Estrogen Profile. **Journal of Steroid Biochemistry**, v. 12, p. 503-508, 1980.

FROEHNER, S.; PICCIONI, W.; MACHADO, K. S.; AISSE, M. M. Removal Capacity of Caffeine, Hormones, and Bisphenol by Aerobic and Anaerobic Sewage Treatment. **Water Air Soil Pollution**, v. 216, p. 463–471, 2011.

GABET-GIRAUD, V.; MIEGE, C.; CHOUBERT, J. M.; RUEL, S. M.; COQUERY, M. Occurrence and removal of estrogens and beta blockers by various processes in wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 19, p. 4257–4269, 2010.

GEIS, S. W.; FLEMING, K. L.; KORTHALS, E. T.; SEARLE, G.; REYNOLDS, L.; KARNER, D. A. Modifications to the algal growth inhibition test for use as a regulatory assay. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 19, n. 1, p. 36-41, 2000.

GIUSTINA, S. V. D.; MIRANDA, L. A. S.; MONTEGGIA, L. O. Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos por nova configuração de biofiltro aeróbio submerso no pós-tratamento de efluente de reator UASB. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre. v.15, n.3, p.257-266, 2010.

GOLOVKO, O.; ÖRN, S.; SÖRENGÅRD, M.; FRIEBERG, K.; NASSAZZI, W.; LAI, F. Y.; AHRENS, L. Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 142122, 2021.

GONÇALVES, R. F.; SAMMUT, f.; ROGALLA, F. High rate biofilters simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal. *Chemical water and Wastewater Treatment II* - Hahn, H.H. et Klute, R.(Eds) - Springer-Verlag Berlin Heildelberg, pp. 357 – 372, 1992.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C. A. D. L.; ANDRADE NETO, C. O. D.; ALÉM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R. D.; AISSE, M. M; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB 2, 2001.

GONÇALVES, R.F.; FRASSON, R.; GONÇALVES, R. “Influência da Carga Orgânica na Produção de Biomassa em Filtro Biológicos Percoladores Tratando Efluentes de UASB”. In: *Anais 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Joinvile-SC: ABES, II-324, 2003.

GORENOGLU, E.; AYDIN, E.; TOPUZ, E.; PEHLIVANOGLU-MANTAS, E. Effect of triclosan and its photolysis products on marine bacterium *V. fischeri* and freshwater alga *R. subcapitata*. **Journal of environmental management**, v. 211, p. 218-224, 2018.

GRANDCLÉMENT, C.; SEYSSIECQ, I.; PIRAM, A.; WONG-WAH-CHUNG, P.; VANOT, G.; TILIACOS, N.; DOUMENQ, P. From the conventional biological wastewater treatment to hybrid processes, the evaluation of organic micropollutant removal: a review. **Water research**, v. 111, p. 297-317, 2017.

GRILL, G.; LI, J.; KHAN, U.; ZHONG, Y.; LEHNER, B.; NICELL, J.; ARIWI, J. Estimating the eco-toxicological risk of estrogens in China’s rivers using a high-resolution contaminant fate model. **Water Research**, v. 145, p. 707–720, 2018.

GROVER, D. P.; ZHOU, J. L.; FRICKERS, P. E.; READMAN, J. W. Improved removal of estrogenic and pharmaceutical compounds in sewage effluent by full scale granular activated carbon: Impact on receiving river water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, n. 2-3, p. 1005–1011, 2011.

GUO, W.; NGO, H.-H.; VIGNESWARAN, S. Enhancement of Membrane Processes with Attached Growth Media. **Membrane Technology and Environmental Applications**. p. 603–634. 2012.

HAIG, S.J.; GAUCHOTTE-LINDSAY, C.; COLLINS, G.; QUINCE, C. Bioaugmentation mitigates the impact of estrogen on coliform-grazing protozoa in slow sand filters. **Environmental science & technology**. v. 50, n. 6, p. 3101-3110, 2016.

HAMADA, N. Ensaios de toxicidade empregados na avaliação de efeitos no sistema de tratamento de esgotos e efluentes, ETE Suzano, e seu entorno, utilizando organismos aquáticos. 2008. Dissertação de Mestrado. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo.

HAMID, H.; ESKICIOGLU, C. Fate of estrogenic hormones in wastewater and sludge treatment: A review of properties and analytical detection techniques in sludge matrix. **Water Research**, v. 46, n. 18, p. 5813–5833, 2012.

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R.P.; SOBRINHO, P.A. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 7, n. 1-2, p. 82-94, 2002.

HOFFMAN, D. J.; RATTNER, B. A.; BURTON JR, G. A.; CAIRNS JR., J. (Ed.). **Handbook of Ecotoxicology**. CRC Press. Lewis Publishers, 1995. 755 p.

HRUBIK, J.; GLISIC, B.; TUBIC, A.; IVANCEV-TUMBAS, I.; KOVACEVIC, R.; SAMARDZIJA, D.; ANDRIC, N.; KAISAREVIC, S. Toxicological and chemical investigation of untreated municipal wastewater: Fraction- and species-specific toxicity. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 127, p. 153–162, 2016.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/vicosa/panorama> >. Acesso em 2 jun. 2023.

JANEX-HABIBI, M. L.; HUYARD, A.; ESPERANZA, M.; BRUCHET, A. Reduction of endocrine disruptor emissions in the environment: the benefit of wastewater treatment. **Water Research**, v. 43, n. 6, p. 1565-1576, 2009.

JAROŠOVÁ, B.; BLÁHA, L.; GIESY, J. P.; HILSCHEROVÁ, K. What level of estrogenic activity determined by in vitro assays in municipal waste waters can be considered as safe?. **Environment international**, v. 64, p. 98-109, 2014.

JELIĆ, A.; GROS, M.; PETROVIĆ, M.; GINEBREDA, A.; BARCELÓ, D. Occurrence and Elimination of Pharmaceuticals During Conventional Wastewater Treatment. In: GUASCH, H.; GINEBREDA, A.; GEISZINGER, A. (Org.). *Emerging and Priority Pollutants in Rivers: Bringing Science into River Management Plans*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg p. 1–23, 2012.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro, 2014. 1050p.

JOSS, A.; ANDERSEN, H.; TERNES, T. A. Removal of estrogens in municipal wastewater treatment under aerobic and anaerobic conditions: consequences for plant optimisation. **Environmental Science & Technology**, v. 38, n. 11, p. 3047–3055, 2004.

KHAN, A. A.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sludge profiling at varied organic loadings and performance evaluation of UASB reactor treating sewage. **Biosystems Engineering**, v. 131, p. 32-40, 2015.

KIM, D.J.; CHANG, J. S.; LEE, D. I.; HAN, D. W.; YOO, I. K.; CHA, G. C. Nitrification of high strength ammonia wastewater and nitrite accumulation characteristics. **Water Science and Technology**, v. 47, n. 11, p. 45-51, 2003.

KLAVARIOTI, M.; MANTZAVINOS, D.; KASSINOS, D. Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. **Environment International**, v. 35, p. 402- 417, 2009.

KOMOLAFE, O.; MROZIK, W.; DOLFING, J.; ACHARYA, K.; VASSALLE, L.; MOTA, C. R.; DAVENPORT, R. Occurrence and removal of micropollutants in full-scale aerobic, anaerobic and facultative wastewater treatment plants in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 287, p. 112286, 2021a.

KOMOLAFE, O.; MROZIK, W.; DOLFING, J.; ACHARYA, K.; VASSALLE, L.; MOTA, C. R.; DAVENPORT, R. Fate of four different classes of chemicals under aerobic and anaerobic conditions in biological wastewater treatment. **Frontiers in Environmental Science**, v. 9, p. 700245, 2021b.

LACAMP, B.; HANSEN, F.; PENILLARD, P.; ROGALLA, F. Wastewater nutrient removal with advanced biofilm reactors. **Water Science and Technology**, vol. 27, n. 5/6, pp. 263 – 276, 1992.

LANDRIGAN, P.; GARG, A.; DROLLER, D. B. J. Assessing the effects of endocrine disruptors in the National Children’s Study. **Environmental Health Perspectives**, v. 111, n. 13, p. 1678–1682, 2003.

LAPWORTH, D. J.; BARAN, N.; STUART, M. E.; WARD, R. S. Emerging organic contaminants in groundwater: A review of sources, fate and occurrence. **Environmental pollution**, v. 163, p. 287-303, 2012.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, v. 45, p. 4683-4699, 2011.

LEI, G.; REN, H.; DING, L.; WANG, F.; ZHANG, X. A full-scale biological treatment system application in the treated wastewater of pharmaceutical industrial park. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5852-5861, 2010.

LEUSCH, F. D. L.; CHAPMAN, H. F.; VAN DEN HEUVEL, M. R.; TAN, B. L.; GOONERATNE, S. R.; TREMBLAY, L. A. Bioassay-derived androgenic and estrogenic activity in municipal sewage in Australia and New Zealand, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 65, p.403-411, 2006.

LIAO, T.; GUO, Q. L.; JIN, S. W.; CHENG, W.; XU, Y. Comparative responses in rare minnow exposed to 17 β -estradiol during different life stages. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 35, n. 3, p. 341–349, 2009.

LIMA, B. D. **Otimização e validação de extração líquido-líquido com partição em baixa temperatura de microcontaminantes orgânicos em amostras de esgoto e análise por CG-EM**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, MG, 2013.

LIMA, J. F.; SOUSA, J. T.; ANDRADE LIMA, D.; HENRIQUE, I. N.; DOS SANTOS, E. V. M. Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário. **Revista DAE**, v. 64, n. 202, p. 65-75, 2016.

LING, X.; HU, Y. Y.; WU, C. D.; HU, G. P. Performance of the hydrolyzation film bed and biological aerated filter (HFB-BAF) combined system for the treatment of low-concentration domestic sewage in south China. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, n. 81, p. 128-135, 2006.

LIU, Z. H.; KANJO, Y.; MIZUTANI, S. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (EDC) in wastewater treatment - physical means, biodegradation, and chemical

advanced oxidation: A review. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 2, p. 731–748, 2009.

LIU, R. R.; TIAN, Q.; YANG, B.; CHEN, J. H. Hybrid anaerobic baffled reactor for treatment of desizing wastewater. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 7, n. 1, p. 111-118, 2010.

LIU, Y. S.; YING, G. G.; SHAREEF, A.; KOOKANA, R. S. Occurrence and removal of benzotriazoles and ultraviolet filters in a municipal wastewater treatment plant. **Environmental pollution**, v. 165, p. 225-232, 2012.

LIU, Z. H.; LU, G. N.; YIN, H.; DANG, Z.; RITTMANN, B. Removal of natural estrogens and their conjugates in municipal wastewater treatment plants: a critical review. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 9, p. 5288–300, 2015.

LOPEZ-SERNA, R.; KASPRZYK-HORDEM, B.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Multi-residue enantiomeric analysis of pharmaceuticals and their active metabolites in the Guadalquivir River basin (South Spain) by chiral liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, vol. 405, p.5859-5873, 2013.

LOUROS, V. L.; LIMA, D. L.; LEITAO, J. H.; ESTEVES, V. I.; NADAIS, H. G. Impact of UASB reactors operation mode on the removal of estrone and 17 α -ethinylestradiol from wastewaters. **Science of The Total Environment**, v. 764, p. 144291, 2021.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. Science of the Total Environment A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 473-474, p. 619–641, 2014.

MA, X.; WANG, X.; LIU, Y.; GAO, J.; WANG, Y. Variations in toxicity of semi-coking wastewater treatment processes and their toxicity prediction. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 138, n. September 2016, p. 163–169, 2017.

MACCARTY, P. L.; MOSEY, F. E. “Modelling of anaerobic digestion processes.” **Water Science and Technology**, **24**, 17-33, 1991.

MACHADO, M. D.; SOARES, E V. Toxicological effects induced by the biocide triclosan on *Pseudokirchneriella subcapitata*. **Aquatic Toxicology**, v. 230, p. 105706, 2021.

MAGDALENO, A.; JUÁREZ, Á. B.; DRAGANI, V.; SAENZ, M. E.; PAZ, M.; MORETTON, J. Ecotoxicological and genotoxic evaluation of Buenos Aires City (Argentina) hospital wastewater. **Journal of Toxicology**, 10p., 2014.

MANSANO, A. S.; SOUZA, J. P.; CANCINO-BERNARDI, J.; VENTURINI, F. P.; MARANGONI, V. S.; ZUCOLOTTI, V. Toxicity of copper oxide nanoparticles to neotropical species *Ceriodaphnia silvestrii* and *Hyphessobrycon eques*. **Environmental Pollution**, v. 243, p.723-733, 2018.

MARTÍN, J.; CAMACHO-MUÑOZ, D.; SANTOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. **Journal of Hazardous Materials**, v. 240, p. 40–47, 2012.

MATTHIESSEN, P.; ARNOLD, D.; JOHNSON, A. C.; PEPPER, T. J.; POTTINGER, T. G.; PULMAN, K. G. T. Contamination of headwater streams in the United Kingdom by oestrogenic hormones from livestock farms. **Science of the Total Environment**, v. 367, p. 616–630, 2006.

MECHA, A. C.; ONYANGO, M. S.; OCHIENG, A.; MOMBA, M. N. Ultraviolet and solar photocatalytic ozonation of municipal wastewater: Catalyst reuse, energy requirements and toxicity assessment. **Chemosphere**, v. 186, p. 669–676, 2017.

MEDEIROS, V. S. **Abordagem ecotoxicológica para avaliação de reatores anaeróbios com meio suporte e com microrganismos eficientes**. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2019.

METCALF & EDDY. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed. Porto Alegre: AMGH, 2016, 1980p.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3rd ed. New Delhi, McGraw-Hill Inc. 1334p, 1991.

METCALF & EDDY. *Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse*. 4a edição. Nova Iorque: McGraw - Hill, International Editions. 2003.

MO, J.; QI, Q.; HAO, Y.; LEI, Y.; GUO, J. Transcriptional response of a green alga (*Raphidocelis subcapitata*) exposed to triclosan: photosynthetic systems and DNA repair. **Journal of Environmental Sciences**, v. 111, p. 400-411, 2022.

MOREIRA, F. C.; SOLER, J.; ALPENDURADA, M. F.; BOAVENTURA, R. A.; BRILLAS, E.; VILAR, V. J. Tertiary treatment of a municipal wastewater toward pharmaceuticals removal by chemical and electrochemical advanced oxidation processes. **Water Research**, v. 105, p. 251-263, 2016.

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, n.5, p. 437-444, 2018.

MULLA, S. I.; ASEFI, B.; BHARAGAVA, R. N.; SARATALE, G. D.; LI, J.; HUANG, C. L.; YU, C. P. Processes for the removal of triclosan in the environment and engineered systems: A review. **Environmental Reviews**, v. 28, n. 1, p. 55-66, 2020.

MULLER, M.; COMBALBERT, S.; DELGENÈS, N.; BERGHEAUD, V.; ROCHER, V.; BENOÎT, P.; DELGENES, J. P.; PATUREAU, D.; HERNANDEZ-RAQUET, G. Occurrence of estrogens in sewage sludge and their fate during plant-scale anaerobic digestion. **Chemosphere**, v. 81, n. 1, p. 65–71, 2010.

NAKADA, N.; SHINOHARA, H.; MURATA, A.; KIRI, K.; MANAGAKI, S.; SATO, N.; TAKADA, H. Removal of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) and endocrine-disrupting chemicals (EDCs) during sand filtration and ozonation at a municipal sewage treatment plant. **Water Research**, v. 41, n. 19, p. 4373–4382, 2007.

NECZAJ, E.; GROSSER, A. Circular economy in wastewater treatment plant—challenges and barriers. In: **Multidisciplinary Digital Publishing Institute Proceedings**. p. 614, 2018.

NOGUERA-OVIEDO, K.; AGA, D. S. Chemical and biological assessment of endocrine disrupting chemicals in a full-scale dairy manure anaerobic digester with thermal pretreatment. **Science of the Total Environment**, v. 550, p. 827–834, 2016.

NOUTSOPOULOS, C.; KOUMAKI, E.; MAMAI, D.; NIKA, M. C.; BLETSOU, A. A.; THOMAIDIS, N. S. Removal of endocrine disruptors and non-steroidal anti-inflammatory drugs through wastewater chlorination: The effect of pH, total suspended solids and humic acids and identification of degradation by-products. **Chemosphere**, v. 119, p. S109–S114, 2014.

OLIVEIRA, G. H. D.; SANTOS-NETO, A. J.; ZAIAT, M. Removal of the veterinary antimicrobial sulfamethazine in a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB)

reactor subjected to step changes in the applied organic loading rate. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 674–683, 2017.

OLIVEIRA, S.; CORRÊA, M. A.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 347-357, 2005.

PAN, C.; PENG, F.; SHI, W.; HU, L.; WEI, X.; YING, G. Triclosan-induced transcriptional and biochemical alterations in the freshwater green algae *Chlamydomonas reinhardtii*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 148, p. 393-401, 2018.

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

PEREIRA, A. S. **Avaliação de Desempenho de um Filtro Biológico Percolador em Diferentes Meios Suporte Plásticos**. Dissertação (mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2005.

PERSOONE, G.; MARSALEK, B.; BLINOVA, I.; TÖRÖKNE, A.; ZARINA, D.; MANUSADZIANAS, L.; NALE CZ-JAWECKI, G.; TOFAN, L.; STEPANOVA, N.; TOTHOVA, L.; KOLAR, B. A practical and user-friendly toxicity classification system with microbiotests for natural waters and wastewaters. **Environmental Toxicology**, 2003.

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**, v. 490, p. 288-295, 2014.

PETROVICH, M. L.; PETROVICH, M. L., ZILBERMAN, A.; KAPLAN, A.; ELIRAZ, G. R.; WANG, Y.; LANGENFELD, K.; DUHAIME, M.; WIGGINTON, K.; PORETSKY, R.; AVISAR, D.; WELLS, G. F. Microbial and viral communities and their antibiotic resistance genes throughout a hospital wastewater treatment system. **Frontiers in microbiology**, v. 11, p. 153, 2020.

PRIYA, V. S.; PHILIP, L. Treatment of volatile organic compounds in pharmaceutical wastewater using submerged aerated biological filter. **Chemical engineering journal**, v. 266, p. 309-319, 2015.

PRUDEN, A.; PEI, R.; STORTEBOOM, H.; CARLSON, K. H. Antibiotic resistance genes as emerging contaminants: Studies in northern Colorado. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 23, p. 7445–7450, 2006.

PUJOL, R.; CANLER, J.P.; IWEMA, A. Biological aerated filters: an attractive and alternative biological process. **Water Science and Technology**, v. 26, n. (3/4), p. 693-702, 1992.

PUJOL, R.; LEMMEL, H.; GOUSAILLES, M. A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 38, p. 43-49, 1998.

QI, W.; QI, W., SINGER, H.; BERG, M.; MÜLLER, B.; PERNET-COUDRIER, B.; LIU, H.; QU, J. Elimination of polar micropollutants and anthropogenic markers by wastewater treatment in Beijing, China. **Chemosphere**, v. 119, p. 1054-1061, 2015.

QUEIROZ, F. B.; BRANDT, E. M. F.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; AFONSO, R. J. C. F. Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disruptors in raw sewage and their behavior in UASB reactors operated at different hydraulic retention times. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 12, p. 2562-2569, 2012.

RAJAKUMAR, R.; MEENAMBAL, T.; BANU, J. R.; YEOM, I. T. Treatment of poultry slaughterhouse wastewater in upflow anaerobic filter under low upflow velocity. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 8, n. 1, p. 149-158, 2011.

RAPTIS, C. E.; JURASKE, R.; HELLWEG, S. Investigating the relationship between toxicity and organic sum-parameters in kraft mill effluents. **Water Research**, v. 66, p.180–189, 2014.

REUNGOAT, J., ESCHER, B. I., MACOVA, M., & KELLER, J. Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. **Water research**, 45(9), 2751-2762. 2011.

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, n. 6, p. 780-786, 2015.

ROUTLEDGE, E.J., SUMPTER, J.P. Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products using a recombinant yeast screen. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 15, p. 241-248, 1996.

SAIDULU, D.; GUPTA, B.; GUPTA, A. K.; GHOSAL, P. S. A review on occurrences, ecotoxic effects, and remediation of emerging contaminants from wastewater: Special emphasis on biological treatment based hybrid systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 105282, 2021.

SANTAMARTA, J. A ameaça dos disruptores endócrinos. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**, v.2, n.3, 2001.

SANTOS, M. A. P. F.; VICENSOTTI, J.; MONTEIRO, R. T. R. Sensitivity of four test organisms (*Chironomus xanthus*, *Daphnia magna*, *Hydra attenuata* and *Pseudokirchneriella subcapitata*) to NaCl: an alternative reference toxicant. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, n. 3, p. 229-236, 2007.

SOUZA, C. F. **Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: obtenção de dados e aplicação no desenvolvimento de um modelo dinâmico de simulação da produção de biogás**. Tese (Doutorado em Produção Animal) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, SP, 2001.

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 of Hazardous Materials**, v. 372, p. 17-36, 2019.

STASINAKIS, A. S. Review on the fate of emerging contaminants during sludge anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 121, p. 432–440, 2012.

STAZI, V.; TOMEI, M. C. Enhancing anaerobic treatment of domestic wastewater: State of the art, innovative technologies and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 635, p. 78-91, 2018.

STEVENS-GARMON, J.; DREWES, J. E.; KHAN, S. J.; MCDONALD, J. A.; DICKENSON, E. R. Sorption of emerging trace organic compounds onto wastewater sludge solids. **Water research**, v. 45, n. 11, p. 3417-3426, 2011.

SUI, Q.; HUANG, J.; DENG, S.; CHEN, W.; YU, G. Seasonal variation in the occurrence and removal of pharmaceuticals and personal care products in different biological wastewater treatment processes. **Environmental science & technology**, v. 45.8, p. 3341-3348, 2011.

TAMURA, I.; KAGOTA, K. I.; YASUDA, Y.; YONEDA, S.; MORITA, J.; NAKADA, N.; KAMEDA, Y.; KIMURA, K.; TATARAZAKO, N.; YAMAMOTO, H. Ecotoxicity and

screening level ecotoxicological risk assessment of five antimicrobial agents: triclosan, triclocarban, resorcinol, phenoxyethanol and pthymol. **Applied Toxicology**, v. 33, p.1222 – 1229, 2013.

TAN, B. L. L.; HAWKER, D. W.; MÜLLER, J. F.; LEUSCH, F. D.; TREMBLAY, L. A.; CHAPMAN, H. F. Modelling of the fate of selected endocrine disruptors in a municipal wastewater treatment plant in South East Queensland, Australia. **Chemosphere**, v. 69, n. 4, p. 644–654, 2007.

TANG, Y.; ZHAO, B.; LIU, C. Removal mechanisms of β -blockers by anaerobic digestion in a UASB reactor with carbon feeding. **Bioresource Technology Reports**, v. 11, p. 100531, 2020.

TEIXEIRA, JR.; GRANEK, EF. Effects of environmentally-relevant antibiotic mixtures on marine microalgal growth. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 43-49, 2017.

TORRES, D. L. F. F. **Avaliação da toxicidade de efluente sanitário tratado e condicionado para aplicação na agricultura, utilizando *Allium cepa*, *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*, como organismos-teste**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP, Campinas, 2012.

TRAN, N. H.; REINHARD, M.; GIN, K. YH. 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.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: Objectives, Principles and Perspectives. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. New York, V.1, p. 151-173, 1977.

TSCHUI, M.; BOLLER, M.; GUJER, W.; EUGSTER, J.; MÄDER, C.; STENGEL, C. Tertiary nitrification in aerated pilot biofilters. Anais 2nd International Conference Specialization on Biofilm Reactors, Paris, France - pp. 109 – 116, 1993.

UNEP (*United Nations Environment Programme*). A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. Nairobi, Kenya. 162pp. 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms**. 3° ed, Cincinnati, Ohio, EPA/600/4-85-013, 1985.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants.** Washington: EPA/833B-99/002, Duluth, MN, 1999.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for aquatic toxicity identification evaluation:** Phase I toxicity characterization procedures. EPA-600/6-91/003, 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for aquatic toxicity identification evaluation:** Phase II toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity. EPA-600/R-92/080, 1993a.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Methods for aquatic toxicity identification evaluations:** Phase II toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity. EPA-600/R-92/081, 1993b.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Toxicity Identification Evaluation:** Characterization of chronically Toxic Effluents, Phase I. EPA/600/6-91/005F, 1992.

VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. (1994), “*Tratamento anaeróbio de esgotos – Um manual para regiões de clima quente.*” EPGRAF/UFPB, Campina Grande, Brasil, 225 p.

VASSALLE, L.; GARCÍA-GALÁN, M. J.; AQUINO, S. F.; AFONSO, R. J. D. C. F.; FERRER, I.; PASSOS, F.; MOTA, C. R. Can high rate algal ponds be used as post-treatment of UASB reactors to remove micropollutants?. **Chemosphere**, v. 248, p. 125969, 2020.

VERBINNEN, R.T.; NUNES, G. S.; VIEIRA, E. M. Determination of estrogens in drinking water using HPLC-DAD. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p. 1837-1842, 2010.

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.

VIEIRA, S. M. M.; GARCIA JR, A. D. Sewage treatment by UASB-reactor. Operation results and recommendations for design and utilization. **Water Science and Technology**, v. 25, n. 7, p. 143-157, 1992.

VILLAVERDE, S.; FDZ-POLANCO, F.; LACALLE, M.L.; GARCIA, P.A. Influence of the suspended and attached biomass on the nitrification in a two submerged biofilters in series system. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5, p. 169-176, 2000.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2014. 472p.

SPERLING, MV. 1996. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 243 p.

VORAPRATEEP, Jutharath. Robustness of Wilcoxon Signed-Rank Test Against the Assumption of Symmetry. Dissertação (Mestrado Estatística) - Escola de Matemática, Universidade de Birmingham, Birmingham, 2013.

WANG, C.; WANG, Y.; KIEFER, F.; YEDILER, A.; WANG, Z.; KETTRUP, A. Ecotoxicological and chemical characterization of selected treatment process effluents of municipal sewage treatment plant. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 56, p. 211-215, 2003.

WANG, W.; YANG, K.; SIERRA, J. M.; ZHANG, X.; YUAN, S.; HU, Z. Potential impact of methyl isobutyl ketone (MIBK) on phenols degradation in an UASB reactor and its degradation properties. **Journal of Hazardous Materials**, v. 333, p. 73–79, 2017.

WANG, X.; LU, Y.; XIONG, X.; YUAN, Y.; LU, L.; LIU, Y.; MAO, J.; XIAO, W. Toxicological responses, bioaccumulation, and metabolic fate of triclosan in *Chlamydomonas reinhardtii*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 11246-11259, 2020.

WANG, G.; YI, Y.; HUANG, L.; WANG, J.; FANG, Z. Efficient removal of norfloxacin by biological aerated filters: Effect of zeolite modification and analysis of microbial communities. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, p. 101799, 2021.

WETZEL, ROBERT G.; LIMNOLOGY, G. Lake and river ecosystems. **Limnology**, v. 37, p. 490-525, 2001.

XIN, X.; HUANG, G.; ZHANG, B. Review of aquatic toxicity of pharmaceuticals and personal care products to algae. **Journal of Hazardous Materials**, v. 410, p. 124619, 2021.

YANG, W.; VOLLERTSEN, J.; HVITVED-JACOBSEN, T. Nitrite accumulation in the treatment of wastewaters with high ammonia concentration **Water Science and Technology**, v. 48, n. 3, p. 135-141, 2003.

YU, X.; ZUO, J.; LI, R.; GAN, L.; LI, Z.; ZHANG, F. A combined evaluation of the characteristics and acute toxicity of antibiotic wastewater. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 106, p. 40–45, 2014.

YU, X.; ZUO, J.; TANG, X.; LI, R.; LI, Z.; ZHANG, F. Toxicity evaluation of pharmaceutical wastewaters using the alga *Scenedesmus obliquus* and the bacterium *Vibrio fischeri*. **Journal of hazardous materials**, v. 266, p. 68-74, 2014.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e aplicações**. São Carlos: RiMa, 2006.

ZHANG, S. J.; LIU, N. R.; ZHANG, C. X. Study on the performance of modified UASB process treating sewage. In: **Advanced Materials Research**. Trans Tech Publications Ltd, 2013. p. 2174-2178.

ZHANG, J.; ZHANG, Y.; LIU, W.; QUAN, X.; CHEN, S.; ZHAO, H.; JIN, Y.; ZHANG, W. Evaluation of removal efficiency for acute toxicity and genotoxicity on zebrafish in anoxicoxic process from selected municipal wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 90, p.2662-2666, 2013.

ZHENG, W.; ZOU, Y.; LI, X.; MACHESKY, M. L. Fate of estrogen conjugate 17 β -estradiol-3-sulfate in dairy wastewater: Comparison of aerobic and anaerobic degradation and metabolite formation. **Journal of Hazardous Materials**, v. 258–259, p. 109–115, 2013.

ZHOU, W.; IMAI, T.; UKITA, M.; LI, F.; YUASA, A. Effect of loading rate on the granulation process and granular activity in a bench scale UASB reactor. *Bioresource Technology*, v. 98, n. 7, p. 1386-1392, 2006.

APÊNDICE A – RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

Tabela 8. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto bruto

Data	pH	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	Alcalinidade (mg/L CaCO_3)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)		NKT (mg/L)	N- NH_3 (mg/L)	P (mg/L)	ST (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
					DQOt	DQOs						
29/06/2020	7,33	1436	295	274	753	306	102,4	86,9	8,8	701	214	192
31/07/2020	6,95	1246	304	314	716	291	115,6	80,5	11,3	787	216	189
9/09/2020	7,86	1509	323	243	730	308	105,2	79,5	10,0	813	207	197
13/11/2020	7,78	1093	244	249	399	95	81,4	61,7	9,6	709	177	147
12/02/2021	7,26	1264	248	116	273	71	73,4	51,8	7,5	392	75	58
19/03/2021	7,55	1027	246	175	377	231	79,6	58,4	9,8	642	191	173
29/04/2021	7,88	1096	-	232	682	302	90,9	78,4	11,0	800	242	201

Tabela 9. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto tratado.

Data	Amostra	TDH (h)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)		NKT (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	P (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)
				DQOt	DQOs					
Agosto 2020	S1	6	61	268	145	64,1	57,5	6,6	59	54
Agosto 2020	S2	6	52	227	138	64,4	52,1	6,0	44	38
Agosto 2020	S3	6	62	225	105	68,3	56,3	5,6	53	50
Agosto 2020	S4	6	43	237	110	69,4	61,8	6,9	51	46
Novembro 2020	S1	10	27	89	39	101,9	91,6	7,9	45	25
Novembro 2020	S2	10	29	117	75	67,4	62,1	8,4	54	49
Novembro 2020	S3	10	24	85	32	87,0	80,2	9,4	33	20
Novembro 2020	S4	10	34	97	31	67,3	61,9	7,0	34	31
Março 2021	S1	6	23	81	66	81,1	68,5	7,4	21	18
Março 2021	S2	6	21	95	55	58,2	47,5	6,0	16	16
Março 2021	S3	6	20	97	52	58,6	52,2	6,3	11	8
Março 2021	S4	6	26	156	75	75,4	60,5	8,6	23	22
Abril 2021	S1	10	32	153	107	91,6	79,1	8,6	28	25
Abril 2021	S2	10	26	132	108	90,0	77,5	8,9	26	22
Abril 2021	S3	10	22	125	88	87,1	74,6	9,4	20	17
Mai 2021	S4	10	28	131	81	104,3	91,8	9,3	28	26

APÊNDICE B – RESULTADOS TESTES DE TOXICIDADE

Tabela 10. Resultados de toxicidade crônica em *C. dubia*

Data	Amostra	TDH	Reprodução			Sobrevivência			UTa	Limite inferior	Limite superior
			UTc	Limite inferior	Limite superior	UTc	Limite inferior	Limite superior			
19/02/2021	E. Bruto	-	8,5	6,7	11,6	6,4	5,6	8,5	2,8	3,5	2,3
19/03/2021	E. Bruto	-	3,6	3,4	3,8	3,0	2,8	3,1	1,4	1,8	1,1
29/04/2021	E. Bruto	-	14,8	13,4	22,0	12,0	11,2	15,4	2,8	3,5	2,3
Março 2021	S1	6	3,7	3,4	4,9	3,0	2,8	3,4	2,8	3,5	2,3
Março 2021	S2	6	3,4	3,4	3,4	2,8	2,8	2,8	1,4	1,8	1,1
Março 2021	S3	6	6,5	6,4	6,7	5,3	5,1	5,6	2,8	3,5	2,3
Março 2021	S4	6	3,6	3,4	5,0	3,0	2,8	3,5	2,8	3,5	2,3
Abril 2021	S1	10	4,2	3,4	5,6	3,2	2,8	3,8	2,8	3,5	2,3
Abril 2021	S2	10	6,6	6,4	6,7	5,4	5,1	5,6	2,5	2,9	2,1
Abril 2021	S3	10	3,7	3,4	4,2	3,0	2,8	3,2	2,8	3,5	2,3
Mai 2021	S4	10	13,4	13,4	13,4	11,2	11,2	11,2	2,8	3,5	2,3

Tabela 11. Resultados de toxicidade crônica em *R. subcapitata*

Data	Amostra	TDH	UTc	Limite inferior	Limite superior
31/07/2020	E. Bruto	-	5,3	1,7	8,5
09/09/2020	E. Bruto	-	1,9	0,9	N/A
19/02/2021	E. Bruto	-	4,2	1,3	7,0
19/03/2021	E. Bruto	-	3,6	2,2	7,5
29/04/2021	E. Bruto	-	2,9	2,3	4,1
Agosto 2020	S1	6	8,7	1,6	16,6
Agosto 2020	S2	6	4,4	1,1	9,5
Agosto 2020	S3	6	2,5	1,6	3,5
Agosto 2020	S4	6	9,6	4,1	48,6
Novembro 2020	S1	10	5,7	4,6	36,0
Novembro 2020	S2	10	8,3	1,1	18,9
Novembro 2020	S3	10	9,1	4,4	15,2
Novembro 2020	S4	10	3,2	2,7	4,2
Março 2021	S1	6	1,0	N/A	N/A
Março 2021	S2	6	2,6	1,9	N/A
Março 2021	S3	6	5,5	4,2	9,4
Março 2021	S4	6	4,9	3,6	6,2
Abril 2021	S1	10	3,5	2,7	4,7
Abril 2021	S2	10	3,9	2,6	N/A
Abril 2021	S3	10	3,2	3,0	7,7
Mai 2021	S4	10	3,3	2,7	4,5

N/A - Not available (Não disponível).

APÊNDICE C – RESULTADOS TESTES YES

Tabela 12. Resultados teste YES

Data	Amostra	TDH	Eq. E2 (ng/L)
31/07/2020	E. Bruto	-	94
09-09-2020	E. Bruto	-	130
19/02/2021	E. Bruto	-	50
19/03/2021	E. Bruto	-	60
29/04/2021	E. Bruto	-	102
Agosto 2020	S1	6	96
Agosto 2020	S2	6	81
Agosto 2020	S3	6	6
Agosto 2020	S4	6	15
Novembro 2020	S1	10	11
Novembro 2020	S2	10	82
Novembro 2020	S3	10	36
Novembro 2020	S4	10	90
Março 2021	S1	6	28
Março 2021	S2	6	43
Março 2021	S3	6	24
Março 2021	S4	6	40
Abril 2021	S1	10	52
Abril 2021	S2	10	32
Abril 2021	S3	10	19
Mai 2021	S4	10	28

APÊNDICE D – CÁLCULO DA SENSIBILIDADE

Para comparação de sensibilidade entre a *C. dubia* e *R. subcapitata*, foram utilizadas as equações 3 a 5 modificadas para se utilizar os intervalos de confiança obtidos para $CI_{25}(I)$ dos organismos (USEPA, 1985; ZAGATTO e BERTOLETTI, 2006).

Primeiramente, calcula-se o índice estatístico G:

$$G = \sqrt{\left(\log\left(\frac{UL_1}{CI_{25(1)}}\right)\right)^2 + \left(\log\left(\frac{UL_2}{CI_{25(2)}}\right)\right)^2} \quad (3)$$

onde: $UL_{(1)}$ = intervalo de confiança superior para o teste 1;

$UL_{(2)}$ = intervalo de confiança superior para o teste 2;

$CI_{25(1)}$ = concentração efetiva para o teste 1;

$CI_{25(2)}$ = concentração efetiva para o teste 2;

Em seguida, calcula-se o índice H e Z (equação 4 e 5):

$$H = 10^G \quad (4)$$

$$Z = \frac{CI_{25 superior}}{CI_{25 inferior}} \quad (5)$$

Se $Z > H$: há diferença significativa entre os valores do endpoint para os organismos testados.

APÊNDICE E – RESULTADOS DAS ANÁLISES DOS PARÂMETROS FÍSICOS E QUÍMICOS

Tabela 13. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto bruto e esgoto tratado após reator UASB

Data	Amostra	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)		NKT (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	P (mg/L)
			DQOt	DQOs			
07/07/2022	EB1	309	517	227	46,1	34	6,01
05/09/2022	EB2	206	295	168	49,1	38	7,01
21/07/2022	UASB1	22	118	54	41,8	25	5,3
20/09/2022	UASB2	15	128	104	43,4	36	6,2

Tabela 14. Resultados dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto tratado pelo FBAS.

Data	Filtro	TDH (h)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)		NKT (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	P (mg/L)
				DQOt	DQOs			
Julho 2022	CA	6	6	56	53	10,2	8,9	3,9
Julho 2022	CE	6	7	55	55	17,1	11,7	4,0
Julho 2022	CA+CE	6	3	38	35	12,5	10,9	6,0
Julho 2022	CA	6	4	51	48	20,9	11,7	6,0
Julho 2022	CE	6	8	44	41	17,7	11,7	5,1
Julho 2022	CA+CE	6	2	66	59	9,8	9,1	4,9
Agosto 2022	CA	6	9	67	48	14,9	11,1	4,7
Agosto 2022	CE	6	22	41	40	19,6	11,4	4,6
Agosto 2022	CA+CE	6	6	32	25	10,5	9,1	4,7
Agosto 2022	CA	6	9	61	35	14,9	11,7	3,9
Agosto 2022	CE	6	21	66	29	13,6	9,7	3,6
Agosto 2022	CA+CE	6	12	36	27	9,2	6,3	4,4
Setembro 2022	CA	3	10	69	46	12,0	10,9	4,6
Setembro 2022	CE	3	12	70	48	11,4	8,9	5,0
Setembro 2022	CA+CE	3	12	46	29	11,4	6,0	5,3
Setembro 2022	CA	3	4	46	25	11,4	6,6	5,6
Setembro 2022	CE	3	9	130	105	12,9	9,1	6,1
Setembro 2022	CA+CE	3	10	128	105	10,6	6,0	6,2
Setembro 2022	CA	3	13	55	35	11,7	8,9	5,5
Setembro 2022	CE	3	14	67	52	10,0	8,6	5,3
Setembro 2022	CA+CE	3	6	65	26	9,4	6,9	5,9
Outubro 2022	CA	3	12	118	98	10,3	9,7	6,0
Outubro 2022	CE	3	13	111	82	9,4	7,7	6,0
Outubro 2022	CA+CE	3	4	106	49	9,1	8,6	6,0

APÊNDICE F – RESULTADOS TESTES DE TOXICIDADE PARA AMOSTRAS DO EFLUENTE TRATADO NOS FBAS

Tabela 15. Resultados de toxicidade crônica em *C. dubia*

Data	Amostra	Material enchimento	TDH	Reprodução			Sobrevivência			Uta	Limite inferior	Limite superior
				UTc	Limite inferior	Limite superior	UTc	Limite inferior	Limite superior			
Julio 2022	S1	CA	6	3,9	3,4	24,7	2,0	1,6	2,5	1,4	1,1	1,8
Julio 2022	S2			2,6	1,9	3,1	2,6	2,1	3,3	1,5	1,3	1,7
Julio 2022	S3			3,7	3,3	10,9	4,9	3,6	6,7	1,7	1,4	2,1
Agosto 2022	S4			6,6	6,4	7,6	4,7	3,9	5,9	2,0	1,6	2,5
Julio 2022	S1	CE	6	1,2	N/A	1,4						
Julio 2022	S2			4,6	3,8	7,1	2,6	2,1	3,2	2,1	1,7	2,7
Julio 2022	S3			2,0	1,7	2,9						
Agosto 2022	S4			3,3	3,1	4,1	2,7	2,3	3,2	1,7	1,4	2,1
Julio 2022	S1	CA+CE	6	2,0	1,7	4,7	1,4	1,1	1,8	1,4	1,1	1,8
Julio 2022	S2			3,2	3,1	3,3	1,9	1,5	2,4	1,6	1,4	1,9
Julio 2022	S3			2,9	2,2	3,2	2,0	1,7	2,5	1,5	1,3	1,7
Agosto 2022	S4											
Setembro 2022	S1	CA	3	1,9	1,7	2,1	1,4	1,1	1,8	1,4	1,1	1,8
Outubro 2022	S2			6,5	6,2	6,7	5,7	1,4	22,6	2,8	2,3	3,5
Setembro 2022	S1	CE	3	6,5	6,2	7,7	4,7	3,6	6,2	2,5	2,1	2,9
Outubro 2022	S2			6,7	6,6	8,4	6,3	5,0	8,0	2,8	2,3	3,5
Setembro 2022	S1	CA+CE	3	3,1	2,8	3,3	2,0	1,6	2,6	1,6	1,4	1,9
Outubro 2022	S2			11,2	7,5	12,8	7,6	5,8	10,0			

Tabela 16. Resultados de toxicidade crônica em *R. subcapitata*

Amostra	Material enchimento	TDH	UTc	Limite inferior	Limite superior
EB1	-	-	2,4	2,0	3,5
UASB 1	-	-	2,5	1,8	5,3
S1	Ca	6	3,8	2,8	10,0
S2	Ca	6	19,3	4,6	65,7
S3	Ca	6	3,6	3,0	7,3
S4	Ca	6	7,4	5,8	16,3
S1	Ce	6	2,9	2,6	6,3
S2	Ce	6	1,6	1,2	2,7
S3	Ce	6	3,8	2,8	7,9
S4	Ce	6	13,4	5,2	N/A
S1	Ca+Ce	6	3,2	2,8	4,0
S2	Ca+Ce	6	3,4	2,5	N/A
S3	Ca+Ce	6	8,7	2,3	15,9
S4	Ca+Ce	6		108,9	138,0
EB2	-	-	3,6	2,7	7,6
UASB 2	-	-	3,5	2,0	164,2
S1	Ca	3	2,5	1,9	12,0
S2	Ca	3		19,3	108,0
S1	Ce	3	3,9	2,0	N/A
S2	Ce	3	3,0	2,3	3,5
S1	Ca+Ce	3	1,6	1,5	2,2
S2	Ca+Ce	3	5,9	4,0	7,0

APENDICE G - RESULTADOS TESTES YES NOS FBAS

Tabela 17. Resultados teste YES

Amostra	Material enchimento	TDH	Eq. E2 (ng/L)
EB1	-	-	92
UASB 1	-	-	11
S1	Ca	6	2
S2	Ca	6	1
S3	Ca	6	2
S4	Ca	6	1
S1	Ce	6	2
S2	Ce	6	7
S3	Ce	6	
S4	Ce	6	2
S1	Ca+Ce	6	
S2	Ca+Ce	6	8
S3	Ca+Ce	6	3
S4	Ca+Ce	6	
EB2	-	-	67
UASB 2	-	-	3
S1	Ca	3	
S2	Ca	3	1
S1	Ce	3	1
S2	Ce	3	1
S1	Ca+Ce	3	1
S2	Ca+Ce	3	