

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**NAIARA AMMES MORANDINI**

**REMOÇÃO DE METANO DISSOLVIDO COM CÂMARA DE DESSORÇÃO EM  
REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO**

**CURITIBA**

**2022**

**NAIARA AMMES MORANDINI**

**REMOÇÃO DE METANO DISSOLVIDO COM CÂMARA DE DESSORÇÃO EM  
REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO**

**Desorption chamber for the removal of dissolved methane in Anaerobic Hybrid  
Reactor**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientador: Fernando Hermes Passig

**CURITIBA**

**2022**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

Esta licença permite compartilhamento, remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, mesmo para fins comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
**Campus Curitiba**



NAIARA AMMES MORANDINI

**REMOÇÃO DE METANO DISSOLVIDO COM CÂMARA DE DESSORÇÃO EM REATOR ANAERÓBIO HÍBRIDO**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 27 de Abril de 2022

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Laercio Mantovani Frare, - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Rogers Ribeiro, Doutorado - Universidade de São Paulo (Usp)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/04/2022.

Dedico este trabalho ao meu avô,  
Irineu Luiz Ammes.

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais, Nairo César e Fabiane, a quem devo grande parte das minhas conquistas. Sou grata por todo o amor que recebo.

Ao Tainã Casagrande, que mesmo a distância esteve me encorajando durante toda esta trajetória.

Ao Prof. Dr. Fernando Hermes Passig, pela orientação, dedicação e oportunidade de pesquisa, além de todo conhecimento científico transmitido durante o mestrado.

À Prof. Dr. Karina Querne de Carvalho Passig, membro da banca de qualificação, pelo acolhimento, incentivo e pela grande contribuição à minha formação.

Ao Prof. Dr. Laercio Mantovani Frare, membro da banca de qualificação, pelo conhecimento e por suas valiosas contribuições.

Às amigas que fiz no mestrado. Aos colegas do Labsan, Regiane, Daiane, Silvana, Paula, Izadora, Lucas Carvalho, Lucas Cabral; em especial José Gustavo Ramos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de estudos, código de financiamento 001.

É preciso saber perder-se  
quando queremos aprender algo  
das coisas que nós próprios não somos.  
(Friedrich Nietzsche).

## RESUMO

No processo de digestão anaeróbia alguns subprodutos são formados, como o biogás. A presença do gás metano como maior constituinte do biogás e o escape deste gás dissolvido no efluente de reatores anaeróbios é uma problemática recorrente, devido ao seu potencial de recuperação de energia e ao fato de ser um gás contribuinte para o agravamento do efeito estufa (GEE). Neste estudo, um Reator Anaeróbio Híbrido (em inglês *Upflow Anaerobic Hybrid Reactor* - UAHB) com volume útil de 22,1 L e uma Câmara de Dessorção (CD) com volume de 15,7 L, preenchida com meio suporte de anéis corrugados de Policloreto de Polivinila (PVC), foram utilizados para o tratamento de esgoto doméstico sintético. O trabalho teve como objetivo principal avaliar a influência da CD na remoção do gás metano dissolvido no efluente do reator, através da recirculação do líquido na unidade, variando as relações entre vazões ar/líquido afluente ( $rQ$ ) e as relações entre vazões do líquido de recirculação/líquido afluente ( $rQL$ ), em fluxo contínuo e com renovação da atmosfera confinada a partir do gás residual. Procederam-se ensaios com base no planejamento estatístico elaborado com Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), em 153 dias de monitoramento. Obtiveram-se eficiências de remoção do metano dissolvido superiores a 78%. As melhores eficiências de controle deste gás, obtidas por meio do ensaio de desejabilidade, conjugaram em determinadas dosagens de ar, cujas melhores relações  $rQ$  foram de 202 e as melhores relações de  $rQL$  foram de 1,95, apresentando eficiência de 98%. A partir dos resultados, foi verificado que a recirculação do líquido na CD colaborou para maiores remoções de metano. O gás residual mensurado esteve na ordem de 0,5% de metano. O volume de metano dissolvido no efluente do reator anaeróbio representou 43% da produção total média de metano no reator durante o monitoramento.

**Palavras-chave:** Biogás. Processo anaeróbio. Potencial energético. Recuperação. Esgoto doméstico.

## ABSTRACT

In the anaerobic digestion process some by-products are formed, such as biogas. The presence of methane gas as a major constituent of biogas and the escape of this gas dissolved in the effluent of anaerobic reactors is a recurring problem, due to its potential for energy recovery and the fact that it is a contributor to the aggravation of the greenhouse effect. In this study, an Upflow Anaerobic Hybrid Reactor with a volume of 22.1 L and a Desorption Chamber (DC) with a volume of 15.7 L, was operated with support means corrugated rings of Polyvinyl chloride (PVC) used for the treatment of synthetic domestic wastewater. The main objective of the work was to evaluate the influence of the CD in the removal of methane gas dissolved in the effluent of the reactor, through the recirculation of the liquid in the unit, varying the ratios between air flow/effluent liquid ( $rQ$ ) and the ratios between flow of the recirculation liquid/effluent liquid ( $rQL$ ), in continuous flow and with renewal of the confined atmosphere from the waste gas. Tests were carried out based on the statistical planning elaborated with Central Composite Rotational Design (CCRD), in 153 days of monitoring. Dissolved methane removal efficiencies higher than 78% were obtained. The best control efficiencies of this gas, obtained by means of the desirability test, combined in certain dosages of air, whose best  $rQ$  ratios were 202 and the best  $rQL$  ratios were 1.95, presenting efficiencies of 98%. From the results, it was verified that the recirculation of the liquid in the DC contributed to higher removals of methane. The measured waste gas was around 0.5% methane. The volume of methane dissolved in the effluent of the anaerobic reactor represented 43% of the total average methane production in the reactor during the monitoring.

**Keywords:** Biogas. Anaerobic process. Energetic potencial. Recovery. Domestic wastewater.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Esquema das rotas metabólicas da digestão anaeróbia.....	16
Figura 2- Conversão biológica, em termos de DQO dos sistemas anaeróbios e aeróbios.....	19
Figura 3- Modelo esquemático de um Reator Anaeróbio Híbrido.....	21
Figura 4- Princípios da técnica de dessorção de gases dissolvidos.....	29
Figura 5- Modelo esquemático da câmara de dessorção.....	32
Figura 6- Representação esquemática da unidade experimental .....	37
Figura 7- Aparato experimental para determinação do metano dissolvido.....	47
Figura 8- Caracterização dos parâmetros físico-químicos quanto a: a) pH; b) Temperatura; c) Alcalinidade total; d) Ácidos voláteis; e) DQOb; f) DQOf; g) Sulfato; h) Turbidez;.....	54
Figura 9- Produção diária de biogás separador trifásico inferior, .....	56
Figura 10- Concentração de gases no biogás: a) H <sub>2</sub> S; b) H <sub>2</sub> ; c) CO <sub>2</sub> ; d) CH <sub>4</sub> ;.....	59
Figura 11- Produção de metano no separador inferior, no separador superior, .....	60
Figura 12- Gráfico de Pareto para remoção de CH <sub>4</sub> -D.....	64
Figura 13- Distribuição de resíduos em função dos números de ensaios e probabilidade normal dos resíduos em função das variáveis respostas para remoção do CH <sub>4</sub> -D .....	65
Figura 14- Superfície de resposta e curva de nível para eficiência de remoção do metano dissolvido.....	67
Figura 15- Desejabilidade do planejamento estatístico para obtenção da condição ótima de remoção do CH <sub>4</sub> -D.....	69
Quadro 1- Parâmetros de projeto e operação do reator.....	39
Quadro 2- Planejamento fatorial 2 <sup>2</sup> e níveis de variação.....	42
Quadro 3- Dados de operação e monitoramento dos ensaios experimentais .....	43

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio de esgotos .....	18
Tabela 2- Resultados de experimentos com reator tipo UAHB .....	23
Tabela 3- Metano dissolvido em efluente de reatores anaeróbios .....	25
Tabela 4- Valores das constantes da lei de Henry para CH <sub>4</sub> em função da temperatura .....	28
Tabela 5- Principais tecnol'ogias de separação gás-líquido.....	30
Tabela 6- Características de materias de meio suporte .....	33
Tabela 7- Estudos que utilizaram a câmara de dessorção no controle de gases dissolvidos .....	34
Tabela 8- Concentração de reagentes utilizados no esgoto sintético .....	41
Tabela 9- Especificações gerais da rotina de coleta e análises .....	44
Tabela 10- Especificações dos métodos utilizados na pesquisa .....	45
Tabela 11- Sensores utilizados na automação do reator .....	45
Tabela 12- Variáveis utilizadas nos cálculos de balanço de massa .....	49
Tabela 13- Estatística descritiva de caracterização do esgoto sintético.....	50
Tabela 14- Estatística descritiva da caracterização dos resultados físico-químicos nos pontos amostrais considerados .....	53
Tabela 15- Estatística das eficiências de remoção do CH <sub>4</sub> -D .....	61
Tabela 16- Efeitos estimados para a remoção do metano dissolvido .....	63
Tabela 17- Análise de variância para remoção do CH <sub>4</sub> -D (ANOVA).....	65
Tabela 18- Valores preditos e calculados no modelo de regressão .....	70
Tabela 19- Estatística da concentração de metano no gás residual da CD .....	71
Tabela 20- Balanço de massa de metano da câmara de dessorção.....	72

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E ACRÔNIMOS

AV	Ácidos graxos voláteis
AT	Alcalinidade total
Atm	Atmosfera (unidade de medida de pressão)
CHS	Carga hidráulica superficial
CH <sub>4</sub>	Metano
CH <sub>4</sub> -D	Metano dissolvido
CD	Câmara de dessorção
CO <sub>2</sub>	Dióxido de carbono
COV	Carga orgânica volumétrica
DQOb	Demanda química de oxigênio bruta
DQOf	Demanda química de oxigênio filtrada
GEE	Gases do efeito estufa
H <sub>2</sub>	Hidrogênio
H <sub>2</sub> S	Sulfeto de hidrogênio
kH	Constante da Lei de Henry
Labsan	Laboratório de Saneamento da Universidade
NaCl	Cloreto de sódio
pH	Potencial hidrogeniônico
ppm	Partes por milhão
PVC	Policloreto de vinila
Q	Vazão de líquido
Qg	Vazão de gás
rQ	Quociente de vazões ar/líquido afluyente
rQL	Quociente de vazões de líquido de recirculação/líquido afluyente
TDH	Tempo de detenção hidráulico
UAHB	Reator anaeróbio híbrido
UASB	Reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
δ	Espessura de filme em transferência de massa

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	<b>14</b>
<b>2.1 OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>14</b>
<b>2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	<b>14</b>
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>15</b>
<b>3.1 PROCESSO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES</b> .....	<b>15</b>
3.1.1 Elementos da Digestão Anaeróbia.....	15
3.1.2 Composição do Biogás .....	19
3.1.3 Reator Anaeróbio Híbrido – UAHB .....	21
<b>3.2 FUNDAMENTOS PARA ESTUDO DE CONTROLE DE GASES</b> .....	<b>24</b>
3.2.1 Metano Dissolvido.....	24
3.2.2 Equilíbrio gás-líquido .....	26
3.2.3 Lei de Henry .....	27
3.2.4 Tecnologias de Controle de Gases Dissolvidos .....	28
<b>3.3 CÂMARA DE DESSORÇÃO</b> .....	<b>31</b>
3.3.1 Características.....	31
3.3.2 Câmara de Dessorção com Enchimento.....	32
3.3.3 Estudos Desenvolvidos.....	33
<b>4 MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	<b>36</b>
<b>4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL</b> .....	<b>36</b>
4.1.1 Reator Anaeróbio Híbrido .....	38
4.1.2 Câmara de Dessorção .....	40
<b>4.2 EFLUENTE SINTÉTICO</b> .....	<b>40</b>
<b>4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS</b> .....	<b>41</b>
<b>4.4 PROCEDIMENTO DE ANÁLISES LABORATORIAIS</b> .....	<b>44</b>
<b>4.5 DETERMINAÇÃO DO BALANÇO DE MASSA</b> .....	<b>48</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>50</b>
<b>5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO</b> .....	<b>50</b>
<b>5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO APARATO EXPERIMENTAL</b> .....	<b>52</b>
<b>5.3 DESEMPENHO DO REATOR QUANTO À PRODUÇÃO DE BIOGÁS</b> .....	<b>56</b>
<b>5.4 AVALIAÇÃO DE CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S E H<sub>2</sub> NO BIOGÁS PRODUZIDO</b> .....	<b>58</b>
<b>5.5 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO NO REATOR ANAERÓBIO</b> .....	<b>60</b>
5.5.1 Metano Dissolvido no Efluente do Reator .....	60
5.5.2 Metano Dissolvido no Efluente da Câmara de Dessorção .....	61
5.5.3 Validação do Modelo de Regressão .....	67
5.5.4 Concentração de Metano no Gás Residual na Câmara de Dessorção .....	71
5.5.5 Balanço de Massa .....	72
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>73</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>75</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os reatores tipo UASB apresentam vantagens fundamentais que possibilitaram a sua aceitação e utilização em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, que são, a boa eficiência de remoção de matéria orgânica, os baixos requisitos de área para implantação, a simplicidade operacional, a baixa produção de lodo e a geração de biogás; todavia, também apresentam como limitações a necessidade de um pós tratamento do efluente (CHERNICHARO *et al.*, 2010; SANTO, 2017; MARINHO, 2019; BRANDT *et al.*, 2021).

Estes reatores produzem uma variedade de gases e conduzem a formação da espuma, camada de materiais flutuantes na superfície líquida; lodo biológico, contendo agregados de microrganismos, nutrientes e patógenos e biogás, contendo metano, sulfeto de hidrogênio e gás carbônico. O próprio efluente também contém compostos dissolvidos como metano e sulfeto de hidrogênio (CHERNICHARO, 2007; SOUZA *et al.*, 2021).

O processo de digestão anaeróbia é estruturado em etapas distintas (hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese) e ocorre pela ação de diversos microrganismos transformando matéria orgânica em energia. O gás metano é o principal subproduto do biogás gerado durante o tratamento e uma parte deste permanece dissolvida na fase líquida e está presente no efluente clarificado.

Quando não houver o gerenciamento adequando esses gases podem levar a problemas de odores, corrosão de elementos de concreto ou metálicos, perdas energéticas, riscos ocupacionais e contribuir para o aumento da pegada de carbono das ETEs, devido à altas emissões de CH<sub>4</sub>, que consiste em totais de um gás de efeito estufa (GEE) expresso em equivalente de massa de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>eq) (CHERNICHARO *et al.*, 2017; BRANDT *et al.*, 2021; POSSETTI *et al.*, 2021).

O percentual de metano no biogás de reatores anaeróbios produzido no tratamento sanitário é cerca de 60 a 80%. Ramos (2021) identificou que 23 a 38% de CH<sub>4</sub> produzido em um reator UAHB permaneceu dissolvido no efluente líquido e estudos de Souza *et al.* (2011) também identificam perda de 30 a 40% de todo CH<sub>4</sub>

produzido em fase líquida. O metano dissolvido ( $\text{CH}_4\text{-D}$ ) ao ser liberado para a atmosfera, pode resultar na emissão de um GEE com potencial de aquecimento global 28 vezes superior ao  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2014).

Posto que, elevadas concentrações de  $\text{CH}_4\text{-D}$  não só apresentam perda de potencial energético, mas também desenvolvem questões ambientais preocupantes, técnicas de controle de compostos dissolvidos são necessárias. Uma técnica com grande potencial de aplicação para o controle de gases dissolvidos é a Câmara de Dessorção (CD), baseada no princípio de transferência de massa, que apenas na última década vem sendo estudada para o contexto do tratamento de efluentes anaeróbios (GLÓRIA *et al.*, 2016b; BRAND *et al.*, 2018; MARINHO, 2019; SOUZA *et al.*, 2021).

A dessorção ocorre em uma unidade onde o efluente anaeróbio é inserido e um gás (ar) é direcionado simultaneamente em contracorrente, a fase líquida deixa a unidade com concentrações menores desses gases e a fase gasosa deixa a unidade com uma concentração desses gases mais alta do que quando entrou. A corrente gasosa resultante é denominada de gás residual (BROWN, 2006; HEILE *et al.*, 2017).

A partir dos resultados iniciais que verificaram a eficiência de remoção do  $\text{CH}_4\text{-D}$ , a presente pesquisa buscou avanços experimentais utilizando a técnica de dessorção, a fim de otimizar parâmetros de projeto, operação e avaliar as taxas de remoção do composto no efluente do reator UAHB. Apresentando como caráter de inovação a recirculação do efluente no interior da CD, combinando quocientes de vazões ar/líquido afluente ( $rQ$ ) com quocientes de vazões de líquido de recirculação/líquido afluente ( $rQL$ ), renovação da atmosfera confinada a partir do gás residual e operação em fluxo contínuo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Avaliar a influência da câmara de dessorção e seu potencial de recuperação do metano dissolvido do efluente de um reator anaeróbio híbrido.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- i. Verificar o desempenho do reator (escala piloto) quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea, produção de biogás e concentração de gases metano, gás carbônico, hidrogênio, oxigênio e sulfeto de hidrogênio presentes no biogás produzido durante o tratamento.
- ii. Avaliar a influência da recirculação do líquido na câmara de dessorção usando diferentes relações de vazões de entrada/vazões de recirculação ( $r_{QL}$ ) com vistas à redução de metano no efluente final.
- iii. Investigar o efeito de diferentes relações de vazões de ar/vazões de entrada do líquido ( $r_Q$ ) em atmosfera confinada no processo de dessorção.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

Neste capítulo será apresentada revisão da literatura a respeito da digestão anaeróbia, a problemática envolvendo o gás metano, especificamente, o metano dissolvido no efluente tratado de reatores e o processo de dessorção. Fatores que influenciam o processo, condições de equilíbrio gás-líquido, estudos de revisão e as técnicas de remoção do gás dissolvido.

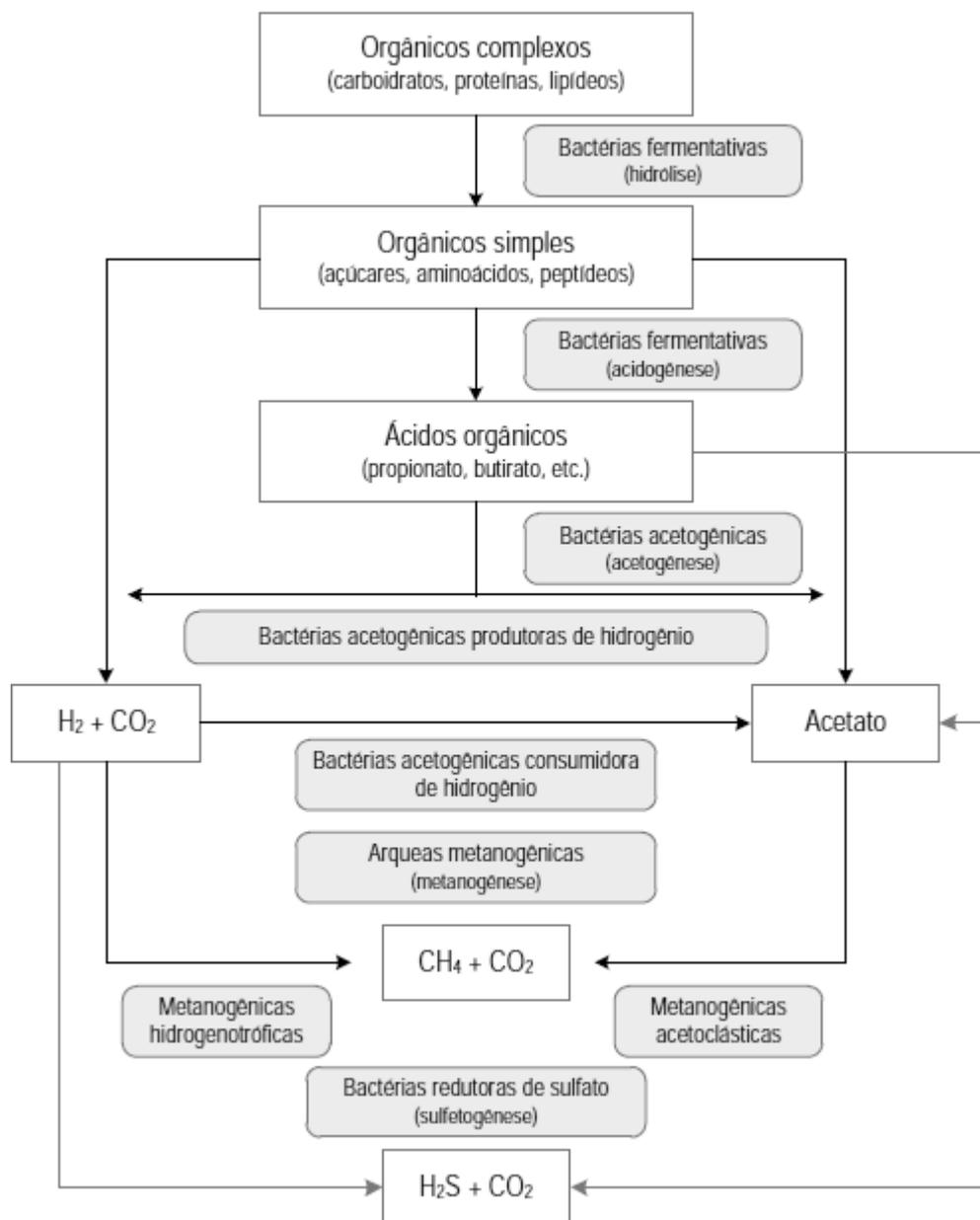
#### 3.1 PROCESSO ANAERÓBIO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES

##### 3.1.1 Elementos da Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo biológico complexo de interação entre diferentes tipos de microrganismos (pertencentes aos domínios *Bacteria* e *Archaea*) que na ausência de oxigênio molecular, promovem a transformação de compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e lipídios) em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Os maiores grupos de bactérias e as reações que elas fazem mediação são: (i) bactérias fermentativas; (ii) bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio; (iii) bactérias acetogênicas consumidoras de hidrogênio; (iv) metanogênicas redutoras de dióxido de carbono (hidrogenotróficas); e (v) metanogênicas acetoclásticas (CAMPOS, 1999; van LIER *et al.*, 2008).

O processo de digestão anaeróbia é subdividido em cinco etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese, metanogênese e sulfetogênese, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1- Esquema das rotas metabólicas da digestão anaeróbia



Fonte: Santos *et al.* (2021), apud Chernicharo (2007)

A fase inicial é composta pela hidrólise, onde as bactérias hidrolíticas excretam enzimas extracelulares, que transformam compostos de matéria orgânica complexa como lipídios, polissacarídeos e proteínas em compostos mais simples como açúcares, ácidos orgânicos e aminoácidos. Em muitos casos a velocidade da hidrólise pode ser a etapa limitante para a velocidade de todo o processo anaeróbio, inclusive sobre a velocidade de conversão do material orgânico completo em biogás (CAMPOS, 1999; GERARDI, 2006; KUNZ *et al.*, 2019).

Na acidogênese, os compostos dissolvidos gerados na etapa anterior são degradados através do metabolismo fermentativo. As bactérias responsáveis por esta etapa excretam como resultados ácidos orgânicos (acético, butírico e propiônico), álcoois, ácido lático, compostos minerais e consomem eventual oxigênio dissolvido (CAMPOS, 1999; KUNZ *et al.*, 2019).

Na etapa subsequente, acetogênese, compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato, são convertidos em substratos apropriados para os microrganismos da metanogênese, como acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Na fase final composta pela metanogênese, os microrganismos metanogênicos realizam a conversão destes compostos em metano e dióxido de carbono. A metanogênese ocorre através de duas reações catabólicas, uma na qual o metano é produzido a partir do ácido acético (equação 1), e a outra a partir de hidrogênio e dióxido de carbono (equação 2), em processos exotérmicos. As primeiras são responsáveis por 70% do metano total gerado enquanto as segundas pelo restante (van LIER *et al.*, 2008; CAMPOS, 1999; SANTO, 2017; KUNZ *et al.*, 2019).



Na etapa final de decomposição da matéria orgânica, o metano é produzido a partir da redução de compostos como  $\text{CO}_2$  (aceptor final de elétrons), pelos microrganismos englobados dentro do domínio *Archaea*. A metanogênese pode ser considerada como uma forma de respiração anaeróbia, as arqueas metanogênicas consomem produtos intermediários gerados nas etapas anteriores, como o hidrogênio e o acetato, evitando assim a inibição termodinâmica das reações químicas e o possível azedamento do reator anaeróbio (CHERNICHARO, 2007).

Já a sulfetogênese é um processo que tem importância quando os substratos contêm certas quantidades de sulfato, sulfito e outros compostos à base de enxofre e as bactérias sulforedutoras utilizam destes compostos para oxidar, bioquimicamente, compostos orgânicos. Nesta etapa, o sulfato e outros compostos sulfurados são reduzidos a sulfeto, sendo mais eficiente na remoção de DQO do que

a metanogênese e que resulta na redução do rendimento de metano (METCALF; EDDY, 2016; CHERNICHARO, 2007).

O equilíbrio de interação entre estes microrganismos: acidogênicos, acetogênicos, sulfetogênicos e metanogênicos é delicado e pode ser monitorado pela avaliação de ácidos orgânicos como propionato, butirato, valerato e acetato, por meio da análise de AV, visto que são os principais subprodutos utilizados pelos microrganismos na digestão anaeróbia (CHERNICHARO, 2007).

As vantagens e as desvantagens do tratamento anaeróbio de esgotos em comparação com a utilização da tecnologia de processos aeróbios, estão listadas na Tabela 1.

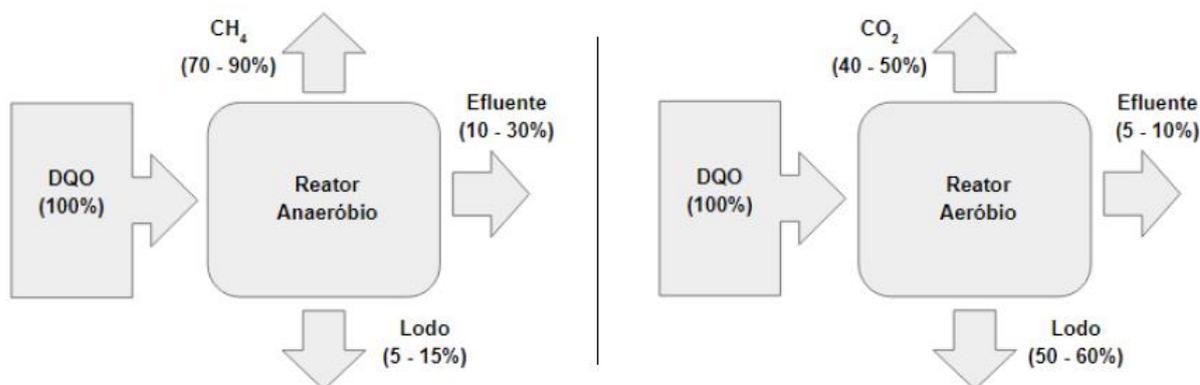
**Tabela 1- Vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio de esgotos**

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>- O sistema de tratamento é simples e menos dependente de tecnologias importadas.</li> <li>- O metano produzido (CH<sub>4</sub>) é de interesse para recuperação de energia e/ou para produção de eletricidade.</li> <li>- Economia de custos operacionais (nenhuma energia é exigida para aeração).</li> <li>- Reduções de custos, a decantação primária, o biorreator, a decantação secundária e o digestor de lodo são combinados em um único tanque: o reator UASB.</li> <li>- Menor tempo de detenção hidráulica e pode tratar de elevadas cargas orgânicas.</li> <li>- Preservação da biomassa, nutrientes (N e P) são conservados sem alimentação do reator por vários meses após paralisação.</li> <li>- Aplicabilidade em pequena e grande escala, não demanda de grande quantidade de área.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- O CH<sub>4</sub> produzido permanece parcialmente dissolvido no efluente do reator.</li> <li>- O CH<sub>4</sub> coletado muitas vezes não é utilizado para geração de energia e não é queimado, escapando para a atmosfera e contribuindo para emissões de gases de efeito de estufa.</li> <li>- Gases reduzidos, como H<sub>2</sub>S, também estão dissolvidos no efluente e podem escapar para a atmosfera.</li> <li>- Necessidade de pós-tratamento, eficiência da remoção de matéria orgânica é menor do que nos processos de lodos ativados.</li> <li>- Remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e patogênicos.</li> <li>- Altas concentrações de sulfato afluente podem limitar a aplicabilidade do tratamento.</li> </ul>

**Fonte: Adaptado de GLORIA (2018); van LIER (2008); GODINHO (2017)**

Outra diferença dos sistemas anaeróbios (Figura 2) é que cerca de 70 a 90% da matéria orgânica biodegradável é convertida em biogás, enquanto uma pequena parcela em torno de 5 a 15% constitui lodo excedente, o que em sistemas aeróbios representam 40 a 50% de matéria orgânica biodegradável convertida em gás carbônico e 50 a 60% como biomassa microbiana que constitui lodo excedente.

Figura 2- Conversão biológica, em termos de DQO dos sistemas anaeróbios e aeróbios



Fonte: CHERNICHARO (1997)

Quanto ao potencial de energia e geração de gases em reatores anaeróbios, existem fatores que podem variar a sua composição, pois dependem do substrato o qual é submetido à digestão, ou seja, as características do afluente, da temperatura e das rotas metabólicas utilizadas pelos microrganismos. Os principais gases gerados são: metano, gás carbônico, gás amoníaco, gás sulfídrico, hidrogênio e nitrogênio (METCALF; EDDY, 2016; CAMPOS *et al.*, 1999).

Chernicharo *et al.* (2015) relataram que, ao considerar as limitações intrínsecas associadas aos sistemas anaeróbios em casos de padrões de lançamento de efluentes rigorosos, torna-se contundente incluir um estágio de pós-tratamento para os efluentes de reatores anaeróbios.

### 3.1.2 Composição do Biogás

O biogás é uma mistura gasosa resultante da degradação anaeróbia, sua composição em reatores tipo UASB é de 60 a 85% de metano (CH<sub>4</sub>), 5 a 15% de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), nitrogênio (N<sub>2</sub>) e traços de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S). Quanto maior a fração de metano, mais energia por unidade de massa o biogás contém, fator que define seu poder calorífico, assim sua recuperação e aproveitamento são consideravelmente vantajosos (PROBIGÁS, 2015; PLUGGE, 2017; SANTOS *et al.*, 2021).

A presença de  $N_2$  no biogás em reatores anaeróbios pode estar vinculada à solubilização do ar atmosférico no esgoto afluente, que é liberado para a fase gasosa no interior do reator devido ao decréscimo da pressão parcial de  $N_2$  na fase gasosa. E as baixas concentrações de  $CO_2$  se devem às elevadas cargas hidráulicas aplicadas no tratamento (NOYOLA et al., 2006; CHERNICHARO *et al.*, 2015; SANTOS *et al.*, 2021).

Menores concentrações de outros compostos também podem estar presentes no biogás, como o  $H_2S$ , que é produzido por bactérias redutoras de sulfato durante o processo de respiração anaeróbia. O gás apresenta características altamente tóxicas e corrosivas (reage com a maioria dos metais) além de odor ofensivo. Em alguns casos, o biogás também pode conter siloxanos, matéria prima de compostos de higiene, lubrificantes e aditivos (METCALF; EDDY, 2016; BRASIL, 2017).

O aproveitamento energético do biogás de reatores anaeróbios está condicionado à adequada gestão das emissões fugitivas, a produção representa um processo de recuperação de nutrientes e energia renovável, pode ser utilizado como fonte de eletricidade, aquecimento e pode ser armazenado, além de fornecer alguns benefícios adicionais como a diminuição da poluição do ar, água e solo (PLUGGE, 2017; SCARLET, 2018; POSSETTI *et al.*, 2021).

Alguns estudos foram desenvolvidos na tentativa de potencializar o uso do biogás. Ramos (2021) avaliou a influência da temperatura na produção de metano em reator UAHB piloto, constatando maiores concentrações de metano dissolvido em menores temperaturas e considerou a produção de metano no efluente com bom desempenho em todas as etapas de operação, inclusive em temperaturas mais baixas. Obteve concentrações médias de  $CH_4$  no biogás de 67 a 71% para o leito inferior e concentrações de 63 a 65%, para o leito superior.

Michelon (2020) verificou que a produção de biogás nos coletores inferior e superior do reator UAHB tem relação direta com a carga orgânica aplicada (COV) e normalmente é maior no leito móvel. Indicou que o leito móvel do reator é mais suscetível a variações de temperatura que o leito fixo. A concentração média de metano produzido por dia no reator foi de 78%, a concentração média dos gases

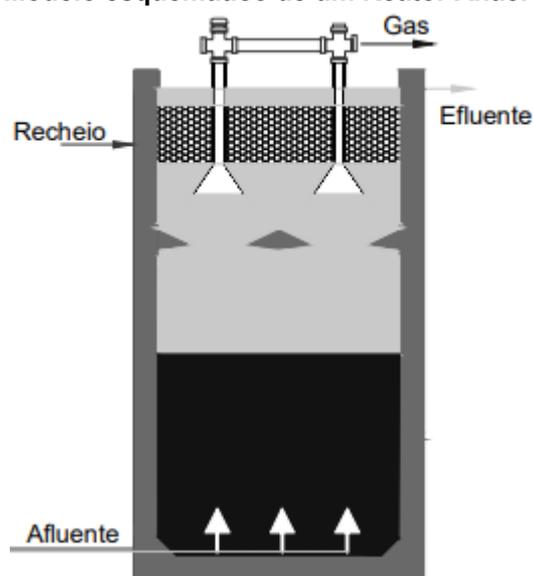
CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e H<sub>2</sub> foi de 6% e a concentração média dos demais gases presentes no biogás e não identificados foram de 16%.

### 3.1.3 Reator Anaeróbio Híbrido – UAHB

Como uma alternativa ao reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), Maxham e Wakamiya (1981) propuseram o reator anaeróbio híbrido (*Upflow Anaerobic Hybrid Blanket - UAHB*), composto por uma manta de lodo na parte inferior e um meio suporte para imobilização da biomassa na parte superior. Desde então alguns estudos foram desenvolvidos visando seu aprimoramento (GUIOT *et al.*, 1984; PASSIG, 2005; WAEWSAK *et al.*, 2010; DE ANDRADE LIMA *et al.*, 2015; ARAUJO *et al.*, 2016; GODINHO, 2017; YANQORTITHA *et al.*, 2018; MICHELON, 2019; RAMOS, 2021).

É um processo que combina um reator de fluxo ascendente com manta de lodo e um filtro anaeróbio, o qual possibilita a operação de uma alta concentração de biomassa e elevadas taxas de concentração de carga orgânica na porção inferior do reator e a remoção adicional de ácidos graxos voláteis e captura de sólidos em suspensão na porção superior do filtro anaeróbio (METCALF; EDDY, 2016). O modelo esquemático de um reator UAHB é apresentado na Figura 3.

Figura 3- Modelo esquemático de um Reator Anaeróbio Híbrido



Fonte: Passig (2005)

No compartimento inferior composto por leito denso de lodo, a biomassa cresce dispersa no meio e nas paredes do reator por auto adesão e forma pequenos grânulos correspondentes à aglutinação de diversas bactérias. No compartimento superior composto por leito fixo e material suporte, ocorre adesão do biofilme microbiano, que auxilia na retenção do lodo e funciona como uma zona de polimento do efluente, melhorando a estabilidade do sistema, principalmente sob condições de operação adversa e suportando velocidades ascensionais maiores que as usualmente empregadas nos reatores tipo UASB (GUIOT; KENNEDY, 1986; PASSIG, 2005; CAMPOS *et al.*, 2006).

Na Tabela 2 são apresentados alguns resultados obtidos para estudos com o reator anaeróbio híbrido, em diferentes características operacionais.

Tabela 2- Resultados de experimentos com reator tipo UAHB

Referências	Volume	Afluente	Carga orgânica volumétrica	Material suporte	Remoção de DQO	Produção de biogás	TDH
Michelon (2019)	22,1 L	Esgoto sanitário sintético	0,6, 0,7 e 0,9 kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Anéis corrugados de PVC	82, 71, e 85,4%	2289, 2412 e 4483 mL d <sup>-1</sup>	8,10 e 12horas
Loganath e Maszumder (2018)	13,5 L	Efluente de matadouro	1,13, 2,59, 5,18, 6,99, 9,71 e 14,25 kgCOT m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Hexágonos de polipropileno	44 a 89%	11,25 a 61,5 L d <sup>-1</sup>	24, 18, 12, 10, 8 e 6 horas
Priya <i>et al.</i> (2015)	4,7L	Água residuária (sagu)	3 a 10 kgDQO m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	Anéis de polipropileno	52 a 88%	1,2 a 2,8 L d <sup>-1</sup>	10 horas
De Mendonça et al. (2017)	1,7 L	Efluente de bovinos	3,8, 4,6, 7,0, 10,8 kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Malha polimérica sintética	75, 71, 58, 51%	0,60, 0,76, 1,20 e 1,40m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	6, 5, 3 e 2 dias
Passig (2005)	18,8 m <sup>3</sup>	Esgoto sanitário	1,9 a 2,5 kgDQO m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	Anéis corrugados de PVC	Até 83%	4,1 m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	6horas
Lew <i>et al.</i> (2004)	5,3 L	Esgoto sanitário	0,5 a 1 kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	Anéis de filtro de plástico	82,72,60 e 38%	1100, 225, 85 e 25 mL CH d <sup>-1</sup>	24 horas

**Legenda:** TDH – Tempo de detenção hidráulico.

**Fonte:** adaptado de RAMOS (2021)

A partir da tabela 2, pode-se observar que os reatores tipo UAHB apresentam boa eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, na faixa de 80% e que tais eficiências, bem como a produção do biogás podem variar de acordo com características do afluente, TDH, volume do reator, temperatura e meio filtrante utilizado (devido a capacidade de retenção de lodo).

## **3.2 FUNDAMENTOS PARA ESTUDO DE TRATAMENTO E RECUPERAÇÃO DE GASES PRODUZIDOS EM REATORES ANAERÓBIOS**

### **3.2.1 Metano Dissolvido**

O gás metano ( $\text{CH}_4$ ) é um gás incolor, com odor fraco, pouco solúvel em água e altamente inflamável, conhecido como um dos gases responsáveis pelo efeito estufa (GEE) e que apresenta um elevado poder calorífico, conferindo ao biogás o potencial de aproveitamento energético (MAGALHÃES, 1986; CRAVEIRO, 1982).

Em torno de 30 a 40% do metano produzido em reatores anaeróbios permanece dissolvido no efluente, portanto, as perdas de metano para a atmosfera são causadas por sua solução na fase líquida (levado com o efluente final) e também como resultado da transferência de massa da superfície aberta do líquido para a atmosfera. Uma vez em que consideradas as perdas de metano, as estimativas teóricas da produção de biogás para o propósito de recuperação de energia podem ir muito além (CHERNICHARO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2011; NOYOLA *et al.*, 2006).

A Tabela 3, apresenta o grau de saturação (G.S) do  $\text{CH}_4$ -D em diferentes reatores anaeróbios tratando esgoto sanitário.

Tabela 3- Metano dissolvido em efluente de reatores anaeróbios

Referências	Tipo de Reator	Escala	G.S. <sup>1</sup>	Perda média de CH <sub>4</sub> no efluente (%)	Temperatura (°C)
Noyola <i>et al.</i> (1988)	Filme-Fixo	Piloto	4,3	81	29
Souza <i>et al.</i> (2011)	UASB	Piloto	1,64	41	25
Cookney <i>et al.</i> (2012)	EGSB	Piloto	1,57	45	16
Bandara <i>et al.</i> (2012)	UASB	Bancada	NR	74	6 – 31
Yoo <i>et al.</i> (2012)	AFBR-AFMBR	Piloto	1,05	63	25
Smith <i>et al.</i> (2013)	AnMBR	Bancada	1,5	40-50	15
Matsuura <i>et al.</i> (2015)	UASB	Piloto	1,13	46-68	10 - 28
Cookney <i>et al.</i> (2016)	UASB	Bancada	1,3	45	25
Huete <i>et al.</i> (2018)	UASB	Real	1,14	NR	19,7
Marinho (2019)	UASB	Piloto	2,1	NR	NR

**Legenda:** G.S- Grau de supersaturação; NR- Não realizado

**Fonte:** adaptado de RAMOS (2021)

O metano encontra-se dissolvido no efluente na condição de supersaturação, Souza *et al.* (2011) indicaram uma perda em torno de 41% da produção total do gás dissolvida no efluente final do tratamento. Isso ocorre em reatores tipo UASB em geral, porque em sistemas de tratamento anaeróbio o mecanismo de decantação é utilizado como parte da retenção da biomassa no sistema e a condição de mistura hidráulica apresenta baixa eficiência, além de baixas velocidades de escoamento, que dificultam a migração do metano para o *headspace* do separador trifásico. Grande parte do gás então, permanece dissolvido no efluente (SOUZA *et al.*, 2011; COOKNEY *et al.*, 2012; CRONE *et al.*, 2016).

O biogás também pode ser perdido em função do desprendimento e arraste de sólidos e biomassa, podendo apresentar metano aderido as células anaeróbias (MATSUNAGA *et al.*, 2012).

### 3.2.2 Equilíbrio gás-líquido

A transferência entre fases gás-líquido ocorre quando uma mistura gasosa (ar ou biogás) e um líquido (água ou efluente de um reator anaeróbio) entram em contato em uma interface estática formando um fluxo de moléculas de gás através dessa interface. Tem-se que, existindo regiões com diferentes concentrações, ocorrerá transferência de massa através de mecanismos como a difusão molecular, que implica na existência de gradiente de concentração, ou por convecção, que implica na circulação do fluido onde o composto se encontra dissolvido. São processos em que pequenas moléculas, íons ou partículas misturam-se e movem-se de regiões muito concentradas para regiões pouco concentradas (SOUZA *et al.*, 2021; CUSSLER, 2009; POPEL, 1979).

Essas trocas resultam em aumento da concentração de gás em fase líquida, supersaturação, estado em que a uma dada temperatura a concentração de soluto é superior à sua solubilidade ou a diminuição na fase líquida, estado em uma dada temperatura, que a concentração do soluto é inferior à sua solubilidade.

A teoria de dois filmes descrita por Lewis Whitman (CUSSLER, 2009) é comumente utilizada para o entendimento de transferência de massa, aponta que a resistência à transferência de massa reside num filme de espessura  $\delta$  (de cada lado da interface) na qual o fluido se encontra em repouso e onde a concentração varia linearmente. Assim, a transferência de massa é concretizada através de um filme fino de fluido por difusão molecular, que considera como fator determinativo as concentrações do composto nas fases gasosa e líquida, matematicamente descritas pela Lei de Henry para indicar qual parte dos limites dos dois filmes tem maior resistência ao transporte de massa.

Em gases, a progressão da difusão se apresenta em taxas de aproximadamente 5 cm/min, e em líquidos essa taxa é de, aproximadamente, 0,05 cm/min, determinando que a difusão em meio líquido apresenta uma forma mais lenta e que há limites para a taxa total do processo na ocorrência em meio líquido (CUSSLER, 2009).

### 3.2.3 Lei de Henry

A Lei de Henry é a expressão mais utilizada para calcular o equilíbrio de solubilidade gás-líquido de um composto gasoso ou volátil. Estabelece que a quantidade de um componente soluto que se dissolve em dado volume de líquido, à temperatura constante, é diretamente proporcional à pressão que o soluto exerce acima do líquido (SMITH *et al.*, 2007; HVITVED-JACOBSEN, 2002). A concentração do gás em equilíbrio no líquido pela Lei de Henry é definida pela Equação 3:

$$C_{\text{equil}} = k_H \cdot P_{\text{gás}} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que:  $C_{\text{equil}}$  é a concentração do gás dissolvido no líquido em equilíbrio ( $\text{mg L}^{-1}$ ),  $P_{\text{gás}}$  é a pressão parcial do gás acima do líquido (atm), e  $k_H$  é a constante da lei de Henry para um gás em uma dada temperatura ( $\text{mg L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$ ).

Com a lei de Henry, é possível resolver vários problemas envolvendo transferências de gás, serve para indicar o quão longe um sistema líquido-gás está do equilíbrio. Quantifica o grau de tendência de um composto volátil escapar da fase líquida, ou seja, quanto menor a solubilidade, característica manifestada por menor  $k_H$ , maior vai ser a parcela do composto gasoso passível de escapar para a fase gasosa, aumentando sua pressão parcial relativa (SOUZA *et al.*, 2011; HVITVED-JACOBSEN, 2002).

Na Tabela 4 são apresentados os valores da constante de Henry para o  $\text{CH}_4$  dissolvido em água pura entre condições de temperatura de 0 a  $50^\circ\text{C}$ , podendo ser observado que ocorre a diminuição da constante com o aumento da temperatura.

Tabela 4- Valores das constantes da lei de Henry para CH<sub>4</sub> em função da temperatura

Temperatura (°C)	CH <sub>4</sub> dissolvido
	kH mg L <sup>-1</sup> .atm <sup>-1</sup>
0	39,7
5	34,3
10	29,9
15	26,4
20	23,6
25	21,5
30	19,8
35	18,3
40	17,1
45	16,61
50	15,4

Fonte: Adaptado de Perry e Chilton (1973)

Desta forma, uma maior quantidade de metano pode estar dissolvida em reatores que operam com menores temperaturas, mas além da influência da temperatura existem influências associadas ao pH, hidratação do composto, sais dissolvidos, sólidos em suspensão, material orgânico e surfactantes (STAUDINGER e ROBERTS, 1996).

Heile *et al.* (2017) também destaca que a constante de Henry na maioria dos casos, principalmente em gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios, apresenta condições dinâmicas, fora do equilíbrio, o que favorece a transferência de massa dos gases de uma fase à outra, diante disso, da fase líquida para a fase gasosa.

### 3.2.4 Tecnologias de Controle de Gases Dissolvidos

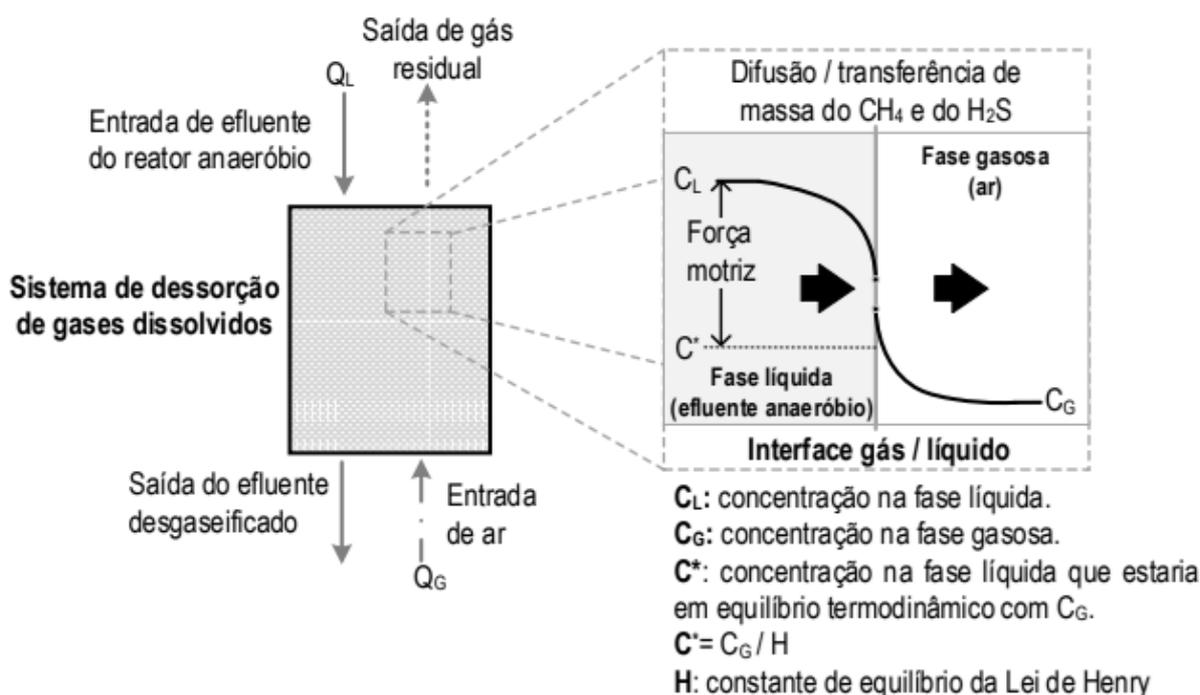
As unidades de separação de fases gás-líquido são baseadas no contato ar/líquido e são classificadas em grupos de acordo com o método que é utilizado para remover ou adicionar compostos gasosos do meio líquido, que são aeradores, torres ou colunas.

Processos de transferência de massa líquido-gás envolvendo a remoção de compostos voláteis (CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>) presentes no líquido para a fase gasosa, por

meio da aeração, são conhecidos como *dessorção* e a adição de gases a partir do ar para a água é um processo de transferência de massa denominado *absorção* (MWH, 2012).

O processo de dessorção dos gases dissolvidos em efluentes de reatores anaeróbios é ilustrado na Figura 4.

Figura 4- Princípios da técnica de dessorção de gases dissolvidos



Fonte: Brandt *et al.* (2021)

As técnicas de dessorção conduzem o sistema a um distanciamento do equilíbrio dado pela Lei de Henry, equação 3, aumentando a força motriz, que consiste na diferença entre as concentrações reais dos compostos nas fases líquida e gasosa, e as concentrações correspondentes ao equilíbrio entre as fases, definido pela constante  $k_H$  de Henry (BRANDT *et al.*, 2021).

A força motriz, de deslocamento do equilíbrio entre as fases, garante a difusão do composto para a fase gasosa e pode ocorrer de duas formas, através de um fluxo de ar atmosférico dentro do sistema ou reduzindo a pressão total da fase gasosa (vácuo). Alguns exemplos de dispositivos de separação ou remoção de gases dissolvidos no efluente de reatores anaeróbios, são indicados na Tabela 5.

**Tabela 5- Principais tecnologias de separação gás-líquido**

<b>Tecnologia</b>	<b>Processo</b>	<b>Aplicação</b>
<u>Coluna de pratos</u>	Efluente é distribuído em bandejas sequenciais, criando efeito cascata para promover interfaces. Aeração forçada.	Remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , COV remanescentes e controle de odor.
<u>Torres de spray</u>	Efluente é aspergido de cima para baixo para formar gotas dispersas em uma configuração de torre. Aeração é forçada e a relação entre ar e água é controlada.	Remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , COV remanescentes, controle de odor e oxigenação.
<u>Torres empacotadas</u>	O efluente é aspergido em um meio com preenchimento de material de alta área superficial.	Remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> e COV remanescentes e controle de odor.
<u>Aeradores de spray</u>	Efluente é aspergido para formar gotas dispersas (chafariz). Aeração natural por meio de convecção.	Remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , COV remanescentes, controle de odor e oxigenação.
<u>Difusores</u>	Bolhas finas são supridas por meio de difusores porosos submersos no efluente. Ar comprimido ou ozônio.	Remoção de ferro, manganês, H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , COV remanescentes, controle de odor e oxigenação.
<u>Membranas de contato</u>	A membrana microporosa facilita o contato não dispersivo entre as fases gasosa e líquida, deixando os gases livres para se difundirem através dos poros abertos.	Remoção de CH <sub>4</sub> e COV remanescentes.
<u>Câmaras de dessorção</u>	O efluente é distribuído na parte superior e a entrada de ar em fluxo contracorrente, um meio suporte pode ser incorporado para aumentar a área de contato gás-líquido.	Remoção de H <sub>2</sub> S, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COV remanescentes e controle de odores.

**Fonte: Adaptado de MWH (2012); Heile *et al.* (2017)**

Em geral, são apresentadas na literatura como unidades de queda d'água as torres empacotadas, de pratos e de *spray*. É válido ressaltar que tecnologias de aeração e *stripping* apresentam conceitos diferentes, no primeiro há o efeito da introdução de ar atmosférico na massa líquida e no segundo, a injeção de ar ocorre por meio de difusores (ar-comprimido) e a dessorção acontece devido ao arraste dos gases dissolvidos que impregnam as bolhas em ascensão (BROWN, 2006; MWH, 2012; GLORIA, 2018).

As torres empacotadas ou preenchidas são uma alternativa interessante na remoção de gases dissolvidos, apresentam uma boa relação custo-benefício e permitem uma constante renovação na fase gasosa. De acordo com Gloria (2018)

*apud* Popel (1979) são especialmente dedicadas à dessorção de gases da água ou do esgoto, de baixa à moderada solubilidade (ex.: CO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, H<sub>2</sub>S e CH<sub>4</sub>). As torres são utilizadas quando se deseja altos níveis de remoção de compostos de alta afinidade com a água e baixa constante de Henry (MWH, 2012).

Em sistemas mais completos, ainda há necessidade de apresentar, após a etapa de dessorção dos gases, a etapa de oxidação dos compostos alvo, como oxidação térmica, queima e biofiltros, no sentido de atingir o efetivo tratamento da fase gasosa (GLORIA, 2018).

### **3.3 CÂMARA DE DESSORÇÃO**

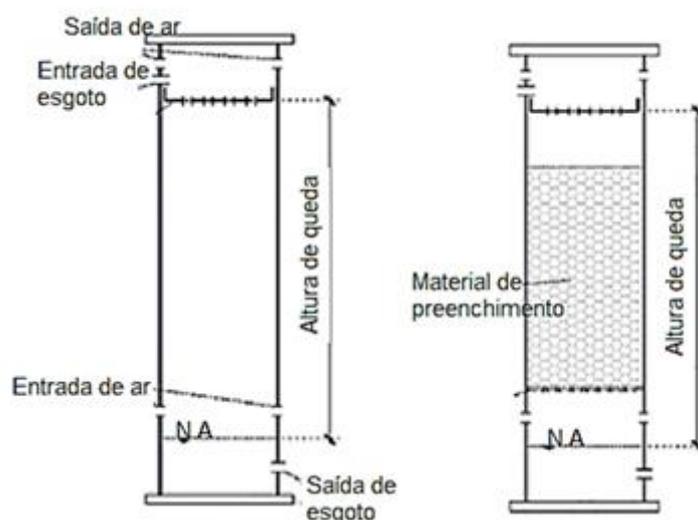
#### **3.3.1 Características**

De acordo com Souza *et al.* (2011), a unidade de câmara de dessorção (CD) é uma caixa de dissipação simples, caracterizada pela entrada de efluente do reator com uma altura de queda e dois orifícios que promovem a entrada de ar atmosférico e saída do gás contaminado pelo desprendimento de gases liberados do efluente, possibilitando a renovação da atmosfera interna da unidade.

A CD é baseada no conceito de agitação devido ao desnível produzido por meio de um vertedor. A queda do efluente dos reatores UASB está contida em uma estrutura confinada, com volume e altura fixos, onde o fluxo de ar atmosférico contracorrente é aplicado no sentido oposto ao fluxo de esgoto, a fim de provocar o aumento da taxa de transferência de massa entre as fases líquida e gasosa.

A saída do efluente deve permitir a formação de uma coluna de líquido no fundo da câmara, que favorece a transferência de massa devido a agitação causada pela queda do líquido. Em suma, as CD são baseadas em condições de agitação da fase líquida e transferência de massa para fase gasosa pela queda livre do líquido contendo gases dissolvidos e pela exaustão da atmosfera confinada em unidade fechada (CORSI *et al.*, 1996). O modelo esquemático de uma CD é apresentado na Figura 5.

**Figura 5- Modelo esquemático da câmara de dessorção**



Fonte: Brandt *et al.* (2018)

Estas unidades são utilizadas para maximizar o contato interfacial entre o gás e o líquido, e assim, favorecer a dessorção dos gases dissolvidos, para eficiência do sistema a relação entre vazões de ar que entra na unidade e de líquido afluyente são parâmetros importantes, pois a recuperação de CH<sub>4</sub>-D é possível, quando o sistema opera em vácuo ou em baixas relações entre as vazões de líquido/gás (rQ) (CORSI *et al.*, 1996; MARINHO, 2019).

O aparato também é dependente da altura de queda do afluyente, onde a turbulência de queda favorece a transferência de massa, da solubilidade dos compostos no líquido (constante de Henry), da carga hidráulica superficial (CHS) do sistema, da temperatura do afluyente e do número de renovações da atmosfera confinada da unidade (HUETE *et al.*, MACHADO *et al.*, 2017).

### 3.3.2 Câmara de Dessorção com Enchimento

Com a finalidade de aumentar a área superficial de contato entre as fases líquida e gasosa, e assim favorecer a dessorção de gases, as unidades podem ser preenchidas por material suporte no seu interior (Figura 5), a inserção do material permite reduzir a relação rQ do sistema sem prejudicar a eficiência de remoção dos

gases e possibilita a recuperação do metano dissolvido a partir de um gás residual com maior concentração (SANTO, 2017; MACHADO, 2018; MARINHO, 2019).

Diversos materiais e formas de enchimento estão disponíveis comercialmente, alguns materiais utilizados na literatura estão dispostos na Tabela 6.

**Tabela 6- Características de materias de meio suporte**

Referência	Meio Suporte	Peso específico (kg.m <sup>-3</sup> )	Área superficial (m <sup>2</sup> .m <sup>-3</sup> )	Índice de vazios (%)
Marinho (2019)	Anéis Plásticos ( <i>BioRing 90</i> )	53	240	98
Jordão e Pessoa (1995)	Pedra britada	1350	50-70	55
Godinho (2017)	Conduíte corrugado	~56	100	94

Fonte: Aatoria própria (2022)

A escolha do meio suporte tem relação direta com a superfície de contato entre as interfaces gás-líquido e a circulação das vazões de esgoto e de ar entre a camada do preenchimento, bem como o índice de vazios e o peso específico do material.

### 3.3.3 Estudos Desenvolvidos

Alguns estudos foram desenvolvidos recebendo efluente de reatores do tipo UASB, a fim de verificar a influência das colunas de dessorção na remoção de gases dissolvidos, Santo (2017) reconhece que tais colunas tem condições de remover metano e sulfeto na fase líquida e se otimizadas, as unidades podem maximizar os processos de transferência de massa e oxidação química alcançando maiores eficiências.

Glória (2018) estudou técnicas para remoção de gases dissolvidos (*stripping* com ar no decantador do reator UASB, microaeração e microaeração conjugada a recirculação de biogás) para reduzir H<sub>2</sub>S e constatou que a câmara de dessorção foi

a mais indicada para solucionar problemas de maus odores e de perda de metano para atmosfera, além de apresentar simplicidade e baixo custo operacional.

Na Tabela 7 é apresentado o resultado de remoção de metano dissolvido (CH<sub>4</sub>-D) em alguns estudos reportados na literatura.

**Tabela 7- Estudos que utilizaram a câmara de dessorção no controle de gases dissolvidos**

Referência	Modificações Enchimento	CHS (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> . min <sup>-1</sup> )	H (m)	rQ	Eficiência de remoção do CH <sub>4</sub> -D (%)	Eficiência de remoção do H <sub>2</sub> S (%)
Santo (2017)	-	0,17	1,0	47,8	60	68
	Anéis de plástico	0,3	1,0	17,7	89	86
Glória (2016b)	-	0,13	1,0	3,1	60	86
Huete <i>et al.</i> (2017)	Anéis de plástico	0,85-1,78	1,0	0,5-1,0	99	30
	Anéis de polipropileno	0,58	1,5	0,1	57	65
Machado (2018)	-	0,17	1,2	3,5	62	56
	Eletrodutos corrugados	0,27	1,2	2,3	75	90
Glória <i>et al.</i> (2016a)	-	0,13	0,5	1,5	30	62
Marinho (2019)	Eletrodutos corrugados	0,14	1,2	0,1	71	86

**Legenda:** CHS- Carga Hidráulica Superficial; rQ- Quociente entre vazões gás/líquido; H- Altura útil.

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Huete *et al.* (2017) utilizaram uma CD em escala piloto de 1,0 m de altura e 0,15 m de diâmetro com enchimento, seguida de um biofiltro para oxidação de metano. Os autores alcançaram eficiência de remoção de metano em torno de 99% e constataram 2,7% de concentração de metano como gás residual. As eficiências de remoção de sulfeto também verificadas pelo autor foram menores, em torno de 30%, podendo ser justificadas pelo pH mais elevado na operação.

Machado (2018) trabalhou com uma CD com 1,2 m de altura e realizou testes com e sem enchimento em variações de rQ de 2,3 e 3,5, obteve eficiências de

remoção de metano em torno de 62% em uma CD sem enchimento e 75% com enchimento e as concentrações de CH<sub>4</sub> no gás residual foram cerca de 0,49 a 0,70%. As eficiências de remoção de sulfeto de hidrogênio também mensuradas obtiveram variações de 42,9 à 89,7%.

Santo (2017) verificou a eficiência de uma câmara de dessorção sem enchimento, alturas de 1,0 e 1,5 m e variações de CHS e rQ, em torno de 0,3 a 1,3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. min e 0,04 a 107,8, respectivamente. Observou que as melhores eficiências de controle dos gases resultaram em maiores esforços energéticos em relação às altas cargas orgânicas, para eficiência de remoção do CH<sub>4</sub> de 67,4% foi requerido um rQ de cerca de 50. O autor também verificou uma CD com enchimento (anéis de plástico) e alcançou eficiências de remoção de 77 e 89% para o metano e 86 e 87% para o sulfeto de hidrogênio e respectiva concentração no gás residual de 21% para rQ de 0,1 e CHS de 0,3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.min.

Nos estudos de Glória *et al.* (2016a) e Glória *et al.* (2016b) foram utilizados uma câmara de dessorção simples, sem enchimento, com 10 cm de diâmetro e altura útil de queda de 0,5 e 1,0 m, em diferentes posicionamentos, logo abaixo da tubulação efluente e com desnível na ordem de 3,0 m em relação ao ponto de saída do efluente. No primeiro estudo, respectivamente, os autores variaram rQ entre 0,8 e 1,5 obtendo eficiências de remoção na faixa de 30% para o metano e 40 a 60% para o sulfeto. No segundo estudo, com a câmara de dessorção instalada na saída do efluente do reator e com variações de rQ entre 1,1 e 3,1 as eficiências de remoção foram superiores a 60% para ambos os compostos dissolvidos, metano e sulfeto, constatando que os melhores resultados obtidos foram em função da instalação da CD abaixo do nível da saída do efluente, com altura útil de 1,0 m.

Marinho (2019) avaliou alternativas de microaeração e sua associação com câmara de dessorção e utilizou eletrodutos corrugados como enchimento, obteve resultados na remoção de CH<sub>4</sub>-D de 71% operando com rQ de 0,05 e CHS de 0,14.

Os resultados encontrados na literatura apontam que a CD se mostrou bastante eficiente na remoção dos gases dissolvidos e que a adição de material suporte, responsável pelo aumento da superfície de contato proporciona maior eficiência na remoção de gases.

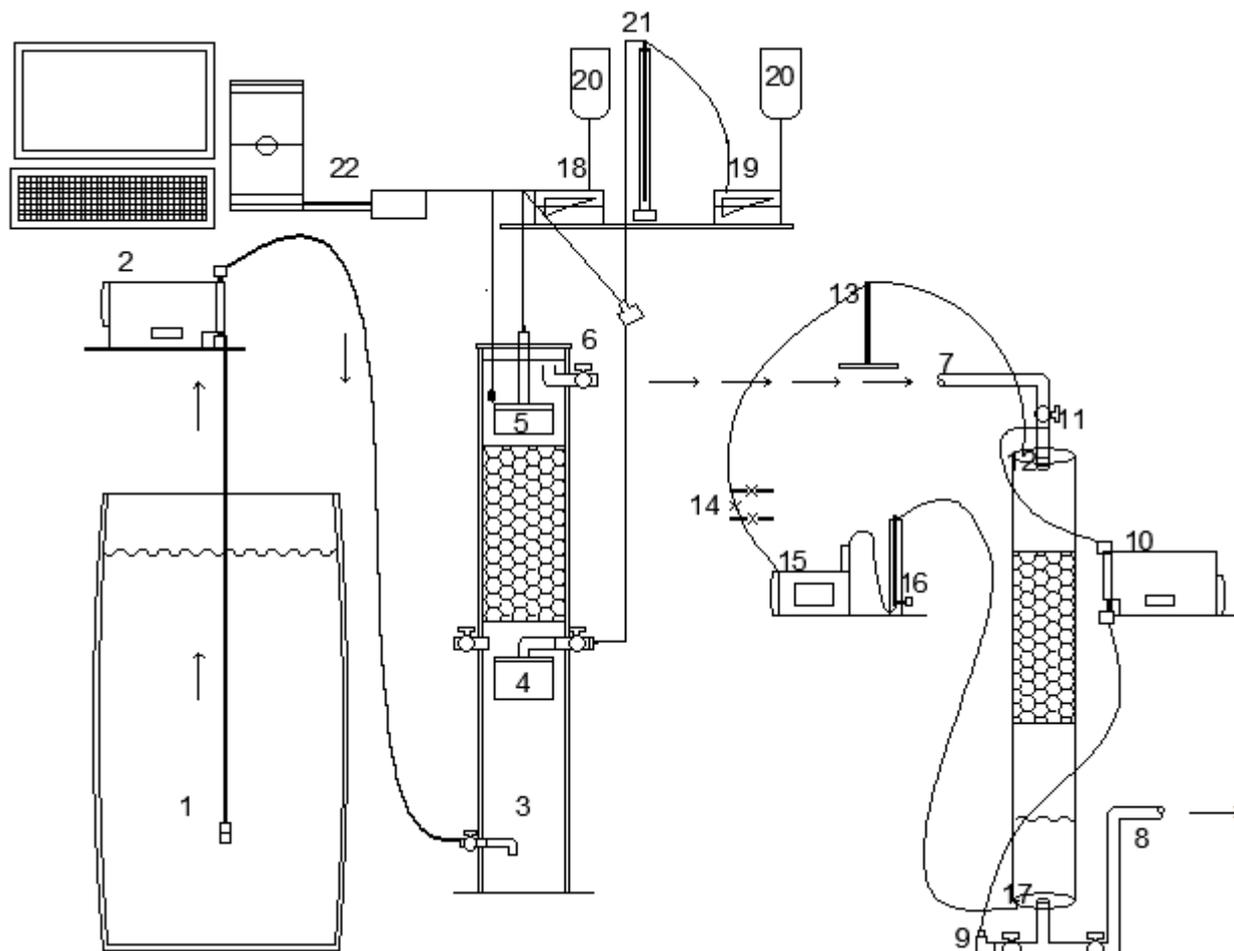
## **4 MATERIAIS E MÉTODOS**

Neste tópico foram descritas as especificações da unidade experimental, incluindo o detalhamento e as metodologias aplicadas no desenvolvimento da pesquisa afim de cumprir com os objetivos apresentados. O reator estudado está em operação desde 2017, foi construído no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba, sede Ecoville e foi criado em escala piloto uma câmara de dessorção para compor o aparato experimental.

### **4.1 UNIDADE EXPERIMENTAL**

A unidade experimental composta pelo reator anaeróbio e pela câmara de dessorção pode ser observada na Figura 6.

Figura 6- Representação esquemática da unidade experimental



**Legenda:** 1- Reservatório; 2- Bomba de sucção; 3- Afluente; 4- Separador trifásico inferior; 5- Separador trifásico superior; 6- Efluente do reator; 7- Afluente câmara de dessorção; 8- Saída para descarte final; 9- Afluente de recirculação líquido; 10- Bomba de sucção; 11- Ponto de entrada recirculação líquido; 12- Saída do gás residual; 13- Coluna de adsorção; 14- Ponto de leitura do gás residual; 15- Bomba compressora de ar; 16- Fluxômetro de ar; 17- Ponto de injeção de ar na câmara; 18- Medidor de vazão de biogás superior; 19- Medidor de vazão de biogás inferior; 20- Bag coleta de biogás; 21- Selo hídrico; 22- Sistema de leitura de dados (arduino®).

Fonte: Autoria própria (2022)

Na Figura 6 tem-se o projeto esquemático detalhado contendo o reservatório do efluente sintético, o fluxo do líquido, as entradas e saídas, o arduíno, o fluxômetro de vazão do ar injetado, os medidores de vazão do biogás e as bombas utilizadas.

#### 4.1.1 Reator Anaeróbio Híbrido

O reator é constituído de vidro temperado com espessura de 8 mm, altura de 1 m e medidas da base de 0,12 m x 0,20 m, com volume total de 25 L e volume útil de 22,1 L.

O reator é composto por leito móvel na parte inferior (tipo UASB) e leito fixo na parte superior, preenchido com material filtrante composto de anéis corrugados de policloreto de vinila (PVC). Os anéis corrugados de PVC possuem 2 cm de diâmetro externo, 3 cm de comprimento, densidade de  $1,4 \text{ g mL}^{-1}$  e  $33 \text{ cm}^2$  de área superficial por peça.

A partir da base do reator até 33 cm de altura está localizada a zona de leito de lodo, com biomassa dispersa ocupando volume de 8,8 L. O separador trifásico inferior, acima do leito de lodo, promove a coleta do biogás gerado no leito inferior e ocupa volume de 460 mL.

Acima do separador trifásico, a 50 cm da base do reator, fica uma região preenchida com material suporte que ocupa volume aproximado de 7,5 L. É composta de anéis corrugados de PVC (2 cm de diâmetro externo, 3 cm de comprimento, densidade de  $1,4 \text{ g mL}^{-1}$  e  $33 \text{ cm}^2$  de área superficial por peça) que serve como meio suporte para a biomassa.

O separador trifásico superior, instalado acima do meio suporte é responsável pela coleta do biogás produzido no leito fixo e ocupa o mesmo volume do separador inferior, de 460 mL.

O reator foi operado durante 153 dias, com TDH de 8 h e COV média de  $1,25 \text{ kgDQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ . No início da operação foram utilizados 4,5 L de lodo anaeróbio de um reator tipo UASB em escala plena que trata esgotos sanitários de parte do município de Curitiba, Paraná. Nas amostras de lodo foram obtidas concentração média de ST (sólidos totais) de  $70,82 \text{ mg L}^{-1}$ , de SFT (sólidos fixos totais) de 26,12

mg L<sup>-1</sup> e SVT (sólidos voláteis totais) de 44,70 mg L<sup>-1</sup>. As condições de projeto e operação do mesmo estão resumidas no Quadro 1.

**Quadro 1- Parâmetros de projeto e operação do reator**

<b>Parâmetros</b>	<b>Reator UAHB</b>
Altura	1 m
Volume	25,0 L
Volume útil	22,1 L
Qesgoto	66,4 L d <sup>-1</sup>
TDH	8 h
COV	1,25 kgDQO m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>

**Legenda:** Q- Vazão afluente; TDH- Tempo de detenção hidráulica;  
COV- Carga orgânica volumétrica.

**Fonte: Autoria própria (2022)**

No reator foi instalado um sistema de medição de vazão de gás *RITTER® MilliGascounters MGC-1 PMMA*, com dois medidores, um para o biogás gerado no reator tipo UASB (parte inferior) e outro para o biogás gerado no filtro anaeróbio (parte superior). Cada medidor de vazão possuía duas mangueiras independentes de coleta e medição, que foram conectadas aos separadores trifásicos.

A mangueira do separador trifásico inferior foi conectada a um selo hídrico, cuja função é pressurizar o biogás gerado no reator anaeróbio. Nas mangueiras de coleta foram ligadas *bags* de capacidade volumétrica em torno de 3L, nas quais o biogás gerado em cada separador trifásico era acondicionado para posterior leitura.

O medidor de gases *Drager® X-am 7000* foi utilizado para leitura e quantificação das concentrações de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e H<sub>2</sub> presente no biogás acondicionado nas *bags*.

Um sistema de aquisição de dados composto por sensores ligados a placa de interface *Arduino®* foi instalado, os quais tomavam medidas da temperatura do líquido na parte interna do reator, temperatura e umidade do ar e a vazão de biogás, em tempo real.

Para os separadores trifásicos inferior e superior, o sinal era enviado a cada 3,18 mL e 3,24 mL de gás produzidos, respectivamente. Informações detalhadas deste sistema e sua instalação podem ser verificadas nos estudos de Michelin (2019) e Ramos (2021).

#### 4.1.2 Câmara de Dessorção

A câmara de dessorção (CD) foi confeccionada em tubo de policloreto de vinila (PVC) de 100 mm de diâmetro e 1,4 m de altura, totalizando volume de 15,7 L. A CD foi instalada como unidade de pós-tratamento do reator anaeróbio.

O efluente era encaminhado do reator UAHB para a parte superior da CD, inserido em sentido descendente ao longo da altura de 1,3 m, promovendo oxidação dos gases dissolvidos. A coleta do efluente da CD era realizada na parte inferior, conforme demonstrado na Figura 6.

A leitura do gás residual no interior da câmara foi realizada por meio do analisador portátil de gases *Dräger® X-am 7000*. Uma bomba compressora de ar (*boyu ACQ-001*) promovia a injeção de ar no ponto de entrada de ar e a renovação da atmosfera confinada no ponto de saída de gás residual.

A CD foi preenchida com anéis corrugados de PVC (densidade de  $1,4 \text{ g mL}^{-1}$  e  $33 \text{ cm}^2$  de área superficial por peça), ocupando volume de aproximadamente 6,2 L.

A unidade foi construída para conter uma coluna de líquido ao fundo, com 10 cm de altura e volume de aproximadamente 0,8 L para contribuir com o processo de transferência de massa e possibilitar a recirculação do líquido da parte inferior da câmara de dessorção para a parte superior.

A recirculação do efluente da câmara foi realizada por uma bomba de sucção (*Prominet Concept Plus* vazão máxima de  $7,1 \text{ L h}^{-1}$ ) de acordo com relações de vazões do líquido de recirculação e afluente da CD, denominado rQL.

## 4.2 EFLUENTE SINTÉTICO

O reator UAHB foi alimentado com efluente sintético, simulando esgoto sanitário, de acordo com Torres (1992). O efluente sintético foi escolhido devido a dificuldades encontradas em trabalhar com esgoto real, como coleta, transporte, custos e controle de DQO.

O efluente foi armazenado em reservatório com capacidade para 500 L e foi bombeado para o reator por uma bomba *ProMinet* com vazão máxima de  $7,1 \text{ L h}^{-1}$ .

Na Tabela 8 são apresentados os reagentes utilizados e suas respectivas concentrações.

**Tabela 8- Concentração de reagentes utilizados no esgoto sintético**

<b>REAGENTES</b>	<b>CONCENTRAÇÃO (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>DQO (mg L<sup>-1</sup>)</b>
Extrato de carne	0,2	0,32
Amido solúvel	0,05	0,17
Farinha de trigo	0,2	0,13
Sacarose	0,06	0,18
Cloreto de amônio	0,05	-
Cloreto de sódio	0,25	-
Cloreto de magnésio	0,01	-
Cloreto de cálcio	0,004	-
Fosfato de potássio monobásico	0,03	-
Bicarbonato de sódio	0,15	-

**Fonte: Adaptado de Torres (1992)**

Dada a composição, o afluente utilizado apresentou características de efluente médio, segundo Metcalf Eddy (2016), com concentrações médias de matéria carbonácea de 500 mg L<sup>-1</sup> de DQO, 50 mg L<sup>-1</sup> de NTK e 15 mg L<sup>-1</sup> de fósforo.

### **4.3 ETAPAS EXPERIMENTAIS**

O aparato experimental composto de reator UAHB seguido de câmara de dessorção foi operado em fluxo contínuo na temperatura ambiente variável de 15 a 21 °C durante 153 dias. Nos primeiros 62 dias foram feitas adaptações do aparato experimental e inoculação do reator anaeróbio e o período restante (91 dias) foi destinado à coleta de dados e monitoramento do sistema.

As etapas experimentais foram estudadas em duas configurações distintas: a) relação entre a vazão de ar injetado na parte inferior da coluna de dessorção e a vazão afluente do líquido ( $rQ = Qg/Ql$ ); b) relação entre a vazão de recirculação do

líquido retirado na parte inferior da coluna de dessorção e injetado novamente na parte superior e vazão afluyente do líquido ( $rQL = Qr/Ql$ ).

A pesquisa foi desenvolvida utilizando o Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR) fatorial  $2^2$ , com níveis (-1 e +1); pontos axiais (-1,414 e +1,414). A escolha do planejamento foi realizada a fim de otimizar resultados através das superfícies respostas e envolver várias faixas de rQ (ar/líquido afluyente) e de rQL (recirculação/líquido afluyente) em uma amplitude abrangente.

Os ensaios da CD foram realizados em triplicata de acordo com a ordem de análises arranjadas pelo *software Estatística 10.0* (durante o período de licença gratuita). Esta análise compreendeu a determinação dos efeitos das variáveis independentes, cálculo dos coeficientes de regressão e obtenção dos gráficos de curva de nível e superfícies de resposta. O conjunto de dados analisados forneceu um par ótimo encontrado por meio da desejabilidade, no qual o melhor par rQ e rQL apresentou maior remoção de metano dissolvido. Foi obtido também um modelo matemático, validado experimentalmente e foram calculadas as médias, desvios padrão e coeficientes de variação dos dados obtidos na validação do modelo.

No Quadro 2 são apresentados o planejamento fatorial contendo as duas variáveis investigadas e seus respectivos níveis dos fatores analisados (de 1 a 11), apresentando as variáveis codificadas e decodificadas.

**Quadro 2- Planejamento fatorial  $2^2$  e níveis de variação**

Experimento	Variáveis codificadas				
	rQ	rQL			
1	-	-			
2	+	-			
3	-	+			
4	+	+			
5	-1,414	0			
6	1,414	0			
7	0	-1,414			
8	0	1,414			
9	0	0			
10	0	0			
11	0	0			
Fatores	Níveis				
	(-1,414)	(-1)	0	(+1)	(+1,414)
rQ	22	42	90	214	266
rQL	0	0,3	1,0	1,7	2

Fonte: Autoria própria (2022)

Tais configurações operacionais (Quadro 2), foram monitoradas nos termos dos parâmetros do Quadro 3.

**Quadro 3- Dados de operação e monitoramento dos ensaios experimentais**

Experimento	rQ - Vazões ar/afluente		rQL- Vazões recirculação/ afluente	
	Qg L min <sup>-1</sup>	Ql L min <sup>-1</sup>	Qr L min <sup>-1</sup>	Ql L min <sup>-1</sup>
1	1,9	0,045	0,013	0,045
2	9,6	0,045	0,013	0,045
3	1,9	0,045	0,076	0,045
4	9,6	0,045	0,076	0,045
5	1,0	0,045	0,045	0,045
6	12	0,045	0,045	0,045
7	4,0	0,045	0,000	0,045
8	4,0	0,045	0,090	0,045
9	4,0	0,045	0,045	0,045
10	4,0	0,045	0,045	0,045
11	4,0	0,045	0,045	0,045

Fonte: Autoria própria (2022)

Com o objetivo de identificar os padrões de funcionamento da CD buscou-se encontrar correlação entre as variáveis dependentes e os dois fatores em estudo e se existe interação entre estes fatores, para as vazões do gás e do líquido e para as vazões do líquido e da recirculação.

Os valores de rQ foram determinados com base no estudo de Santo (2017) que operou um reator tipo UASB no tratamento de esgoto doméstico e utilizou quocientes até 159, e com o objetivo, de desenvolver novos estudos com relações de rQ maiores e operar o sistema em fluxo contínuo, ou seja, com a vazão em tempo real do efluente saindo do reator.

Os dados obtidos foram previamente checados quanto à normalidade, utilizando-se o teste de ANOVA 95% e p-valor para 0,05. Além disso, produziram-se estatísticas descritivas das médias, desvios padrão e da frequência acumulada de concentrações e eficiências. Elaborou-se gráficos para apresentar a estatística descritiva dos parâmetros monitorados.

Além do mais, para o monitoramento do reator anaeróbio foram realizados 7 ensaios preliminares até sua estabilização e depois 11 ensaios correspondentes ao planejamento estatístico DCCR 2<sup>2</sup>, em duplicata, totalizando 36 amostras.

#### 4.4 PROCEDIMENTO DE ANÁLISES LABORATORIAIS

O aparato experimental foi monitorado por meio da determinação de parâmetros físico-químicos, nas Tabelas 9 e 10 estão dispostos a rotina de coleta e o plano de ensaios laboratoriais com os métodos analíticos utilizados, respectivamente.

**Tabela 9- Especificações gerais da rotina de coleta e análises**

<b>Ponto</b>	<b>Fase</b>	<b>Frequência</b>	<b>Parâmetros</b>
AFL1 (afluente do reator); EFL1 (efluente do reator); EFL2 (efluente da CD).	Líquido	Semanal	DQO, pH, T, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , CH <sub>4</sub> -D, AV, AT, TURBIDEZ.
BIOGÁS	Gás	Diária	CH <sub>4</sub> , O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> .

**Fonte: Autoria própria (2022)**

**Tabela 10- Especificações dos métodos utilizados na pesquisa**

ENSAIO	UNIDADE	MÉTODO	REFERÊNCIA
Potencial hidrogeniônico (pH)	-	Potenciômetro N:4500_H	Eaton <i>et al.</i> (2012)
Temperatura (T)	(°C)	Sensor arduíno (DS18B20)	-
Alcalinidade Total (AT)	mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup>	Titulométrico	Ripley <i>et al.</i> (1986)
Ácidos Voláteis (AV)	mgHAc L <sup>-1</sup>	Titulométrico	Dillalo e Albertson (1961)
Demanda Química de Oxigênio - DQO bruta e filtrada	mgO <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico N: 5220_D	Eaton <i>et al.</i> (2012)
Sulfato (SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> )	mgSO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> L <sup>-1</sup>	Turbidimétrico N: 4500_E	Eaton <i>et al.</i> (2012)
Turbidez	UNT	Turbidimétrico	Eaton <i>et al.</i> (2012)
Metano dissolvido (CH <sub>4</sub> -D)	mgCH <sub>4</sub> L <sup>-1</sup>	<i>Salting-out</i>	Adaptado de Daelman <i>et al.</i> (2012)
Concentração de CH <sub>4</sub> no biogás	%	Sensor Infravermelho	Dräger Safety AG & Co. (2015)

**Legenda:** N- Número do método.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

As determinações da temperatura ambiente e do líquido interna do reator, umidade do ar e pressões nas linhas de gás eram realizadas a partir de um sistema de aquisição de dados, composto por sensores ligados a um Arduino®, conforme disposto na Tabela 11.

**Tabela 11- Sensores utilizados na automação do reator**

Modelo	Função	Faixa de medição/precisão
DS18B20	Temperatura do reator	Temperatura: -55 °C a +125 °C/ 0,5 °C
DHT11	Temperatura e umidade ambiente	Umidade: 20 a 90%/ 5% Temperatura: 0 °C a 50 °C/ 2 °C
MPX5010DP	Pressão diferencial (linha de gás e selo hídrico)	0 a 10 kPa/ 5%
RITTER® MilliGascounters MGC-1 PMMA	Vazão de gás	Mín. 1 mL h <sup>-1</sup> e máx. 1 L h <sup>-1</sup> / 3 mL

**Fonte:** Adaptado de Michelin (2019)

As leituras do biogás gerado nos separadores trifásicos inferior e superior foram realizadas diariamente e a quantificação das concentrações de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S e H<sub>2</sub> presentes no biogás acondicionado nas *bags* foi realizada a cada dois dias com o medidor de gases *Dräger® X-am 7000*, que utiliza sensores infravermelho, eletroquímico e catalíticos para mensurar as concentrações de cada gás. O medidor de gases *Dräger® X-am 7000* foi previamente calibrado com gás de calibração padrão (White Martins) com concentração de metano superior a 99,9%.

As leituras das concentrações de gases foram realizadas nos mesmos dias das análises físico-químicas e as produções de metano, obtidas pelo produto do volume do biogás diário (L d<sup>-1</sup>) e da concentração de metano (%), normalizados para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

A quantificação do CH<sub>4</sub>-D no efluente do reator UAHB e efluente da CD foi realizada pelo método *salting-out* modificado de Daelman *et al.* (2012), também utilizado por Ramos (2021).

Para desenvolvimento do ensaio foi utilizado um frasco de kitassato de 1.000 mL de volume, adicionada massa de 360 g de NaCl e barra magnética. O frasco foi vedado com uma tampa de borracha, por onde passavam duas mangueiras, com as extremidades seladas com pinças de Mohr e colocado em agitador magnético.

Uma bomba a vácuo foi utilizada para manter pressão negativa no interior do frasco e 50 mL das amostras foram coletados por vez, com auxílio de uma seringa e uma mangueira com válvula de três vias na extremidade. As amostras do reator foram coletadas em uma região acima do separador trifásico superior, próximo à saída do efluente tratado e amostras da câmara foram retiradas na saída do pós-tratamento. Como a pressão no interior era inferior à pressão atmosférica, a amostra fluía sem necessidade de exercer pressão para o interior do frasco quando o registro era aberto.

O procedimento de inserção da amostra foi repetido até que a mesma não fluísse mais para o interior do frasco, indicando que as pressões atmosférica e do interior se igualaram. Os volumes inseridos e que permaneceram na mangueira eram anotados e as duas mangueiras, até então fechadas com pinça de Mohr, eram conectadas ao medidor de gases *Dräger® X-am 7000* que promovia a circulação da

atmosfera no frasco por intermédio de seus sensores. A medição era realizada assim que o medidor apontava concentrações constantes de CH<sub>4</sub> (Figura 7).

**Figura 7- Aparato experimental para determinação do metano dissolvido**



Fonte: Autoria própria (2022)

Mais detalhes da metodologia do ensaio, podem ser encontrados no trabalho de Ramos (2021). O cálculo da quantidade de metano dissolvido no efluente é obtido pela Equação Ideal dos gases (equação 4).

$$G_{dis} = \frac{C_{gas}P(V_{frasco} - V_3)M * 1000}{R(T + 273,15) * (V_1 - V_2)}$$

Equação (4)

Em que:

*G<sub>dis</sub>*: Concentração do respectivo gás dissolvido no efluente (mg L<sup>-1</sup>);

*C<sub>gas</sub>*: Concentração do gás mensurada no *Dräger® x-am® 7000* (%);

*P*: Pressão atmosférica (0,87 atm para o local da análise, Curitiba - PR);

*V<sub>frasco</sub>*: Volume total do frasco e mangueiras (L);

*V<sub>1</sub>*: Volume de amostra inserida no kitassato (L);

*V<sub>2</sub>*: Volume de amostra presa na mangueira que não entrou em contato com o sal (L).

$V_3$ : Volume de amostra com sal (L);  
 M: Massa molar do composto (16,04 g mol<sup>-1</sup> para CH<sub>4</sub>);  
 R: Constante dos gases ideais (8,0202212 atm L mol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>);  
 T: Temperatura atmosférica (°C);

O grau de saturação (Equação 5) foi obtido pela razão entre a concentração obtida experimentalmente e a concentração teórica (Equação 3).

$$G.S = \frac{G_{dis}}{[Gas]_{eq}} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que:

G.S: Grau de saturação de metano;

$G_{dis}$ : Concentração experimental de metano dissolvida (mg L<sup>-1</sup>);

$[Gas]_{eq}$ : Concentração teórica de metano dissolvida (mg L<sup>-1</sup>);

Para o volume de CH<sub>4</sub>-D a Lei dos Gases Ideais foi aplicada e multiplicada pela vazão diária do efluente (L d<sup>-1</sup>). Todos os volumes foram normalizados para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

#### 4.5 DETERMINAÇÃO DO BALANÇO DE MASSA

Para determinação do balanço de massa do metano na câmara de dessorção, foram consideradas a carga afluyente do metano, vazão do líquido, concentração de metano dissolvido no efluente tratado e a vazão e a concentração de metano no gás residual (Equação 6).

$$Q_{cd} \cdot C(e)_{CH_4} = Q_{cd} \cdot C(S)_{CH_4} + Q_{GÁS} \cdot C(gás)_{CH_4} \quad \text{(Equação 6)}$$

Em que:

$Q_{CD}$ : Vazão afluyente (L h<sup>-1</sup>);

$C(e)_{CH_4}$ : Concentração de metano dissolvido no afluyente da CD (mg L<sup>-1</sup>);

$C(s)_{CH_4}$ : Concentração de metano dissolvido no efluente da CD ( $mg L^{-1}$ );

$Q_{GÁS}$ : Vazão do gás residual gerado na CD ( $L h^{-1}$ );

$C(GÁS)_{CH_4}$ : Concentração de metano presente no gás residual ( $\%CH_4$ ).

Na Tabela 12 são apresentadas as variáveis utilizadas nos cálculos do balanço de massa, considerando a pressão atmosférica para Curitiba-PR de 0,87atm e os valores obtidos através dos monitoramentos durante a pesquisa.

**Tabela 12- Variáveis utilizadas nos cálculos de balanço de massa**

Variável	Valor	Referência
Constante ideal dos gases	8,0202212 $atm L mol^{-1} K^{-1}$	INPE (2021)
Pressão atmosférica (P)	0,87 atm	INPE (2021)
Massa molar para $CH_4$	16,04 $g.mol^{-1}$	(PERRY & CHILTON, 2000)

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Os cálculos foram obtidos de acordo com Marinho (2019) para recuperação e remoção de metano no tratamento de esgoto doméstico.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados experimentais são apresentados neste capítulo e especificamente, a avaliação do mecanismo de câmara de dessorção no desprendimento do gás metano dissolvido no efluente do reator UAHB piloto.

### 5.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

Na Tabela 13 é apresentado resumo da estatística descritiva da caracterização físico-química do efluente sintético utilizado como substrato na alimentação do reator UAHB no período de agosto a outubro de 2021.

**Tabela 13- Estatística descritiva de caracterização do esgoto sintético**

Parâmetros	Unidade	Reator UAHB					
		N	Média	DP	CV	Min	Máx
T	°C	_	17,0	0,5	3	15,0	20,0
pH	-	36	6,6	0,2	3	6,2	6,7
AT	mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup>	36	95	16	17	64	122
AV	mgHAC.L <sup>-1</sup>	36	118	45	38	77	195
Turbidez	UNT	36	98	27	27	59	150
DQOb	mg. L <sup>-1</sup>	36	490	119	24	298	653
DQOf	mg. L <sup>-1</sup>	36	239	66	27	123	347
Sulfato	mgSO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> L <sup>-1</sup>	36	17	6	35	14	30

**Legenda:** N- Número de amostras; DP- Desvio padrão; CV- Coeficiente de variação; T- Temperatura; AT- Alcalinidade total; AV- Ácidos voláteis; DQOb- Demanda química de oxigênio de amostra bruta; DQOf- Demanda química de oxigênio de amostra filtrada; \_ - Medição online a cada minuto.

**Fonte: Autoria própria (2022)**

De acordo com Campos *et al.* (2006) os microrganismos que produzem metano têm ótimo crescimento em pH próximo à neutralidade, entre 6,5 e 7,5. O pH das amostras do efluente sintético variou de 6,2 a 6,7, ou seja, está de acordo com o recomendado pelos autores previamente citados.

O pH pode afetar o processo de digestão anaeróbia de forma direta, alterando as atividades enzimáticas dos microrganismos com alteração da estrutura proteica e/ou de forma indireta, deixando os microrganismos mais susceptíveis à toxicidade de um número maior de compostos (CHERNICHARO, 2007).

A temperatura média do líquido resultou em 17 (3) °C, e a variação ocorreu devido à mudança da estação outono/inverno durante as etapas operacionais.

A média da alcalinidade total foi de 95 (16) mg L<sup>-1</sup> de CaCO<sub>3</sub>, próxima dos valores indicados por Von Sperling (2014) de 100 a 250 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> e inferior àquelas verificadas por Paula (2019) e Ramos (2021) de 269 e 85 mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A concentração média de ácidos voláteis nas amostras do afluente foi de 118 (45) mgHAC L<sup>-1</sup>, ou seja, inferior a 200 mgHAC L<sup>-1</sup> recomendado por Chernicharo (2007) para processos anaeróbios e superior a 78 mgHAC L<sup>-1</sup> obtido por Michelon (2019) durante a operação do mesmo reator UAHB.

A verificação da alcalinidade é importante devido a escala logarítmica do pH, em que uma pequena diminuição de pH implica no consumo de grande quantidade de alcalinidade, reduzindo a capacidade de tamponamento do meio (CHERNICHARO, 2007).

Em relação a turbidez, a média encontrada durante o monitoramento foi de 98 UNT, valor acima do encontrado por Godinho (2017) de 59 UNT ao utilizar esgoto sintético.

De acordo com Von Sperling (2014), a média da DQO dos esgotos sanitários varia na faixa de 450 a 800 mg L<sup>-1</sup>, nesta pesquisa a DQO média nas amostras brutas do afluente foi de 490 (119) mg L<sup>-1</sup>, variando de 298 a 653 mg. L<sup>-1</sup> e a DQO média nas amostras filtradas do afluente foi de 239 (66) mg L<sup>-1</sup>, variando de 123 a 347 mg. L<sup>-1</sup>.

A concentração média de sulfato nas amostras do efluente sintético foi de 17 (6) mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup> L<sup>-1</sup>, valor relativamente menor ao da concentração obtida por Paula (2019) de 51 mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup> L nas amostras de efluente doméstico, mas de acordo com as faixas indicadas por Van Haandel e Van der Lubbe (2012) no tratamento de esgotos sanitários de 14 a 24, 34 a 50 e 134 a 200 mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup> L<sup>-1</sup>.

## 5.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO APARATO EXPERIMENTAL

Durante a operação os resultados de pH foram de 6,6 para o efluente sintético, 7,0 para o efluente do reator UAHB e 7,4 para o efluente da CD, indicando pH próximo da neutralidade e capacidade de tamponamento do reator (BARROS *et al.*, 2015).

A temperatura média do ar medida foi de 18,5 (0,7) °C e a temperatura média do líquido medida no interior do reator foi de 17 (0,5) °C, que remete à digestão anaeróbia na faixa psicrófila (METCALF; EDDY, 2016).

Na Tabela 14 são apresentados os resultados das análises físico-químicas, considerando os três parâmetros de amostragem: afluente do reator, efluente do reator UAHB e efluente da CD.

Na Figura 8 (box-whiskers) é apresentada a variação dos parâmetros pH, temperatura do líquido, alcalinidade total, ácidos voláteis, turbidez, DQO e sulfato, também nos três parâmetros amostrais: afluente do reator (AFL), efluente do reator (EFL UAHB) e efluente da CD (EFL CD).

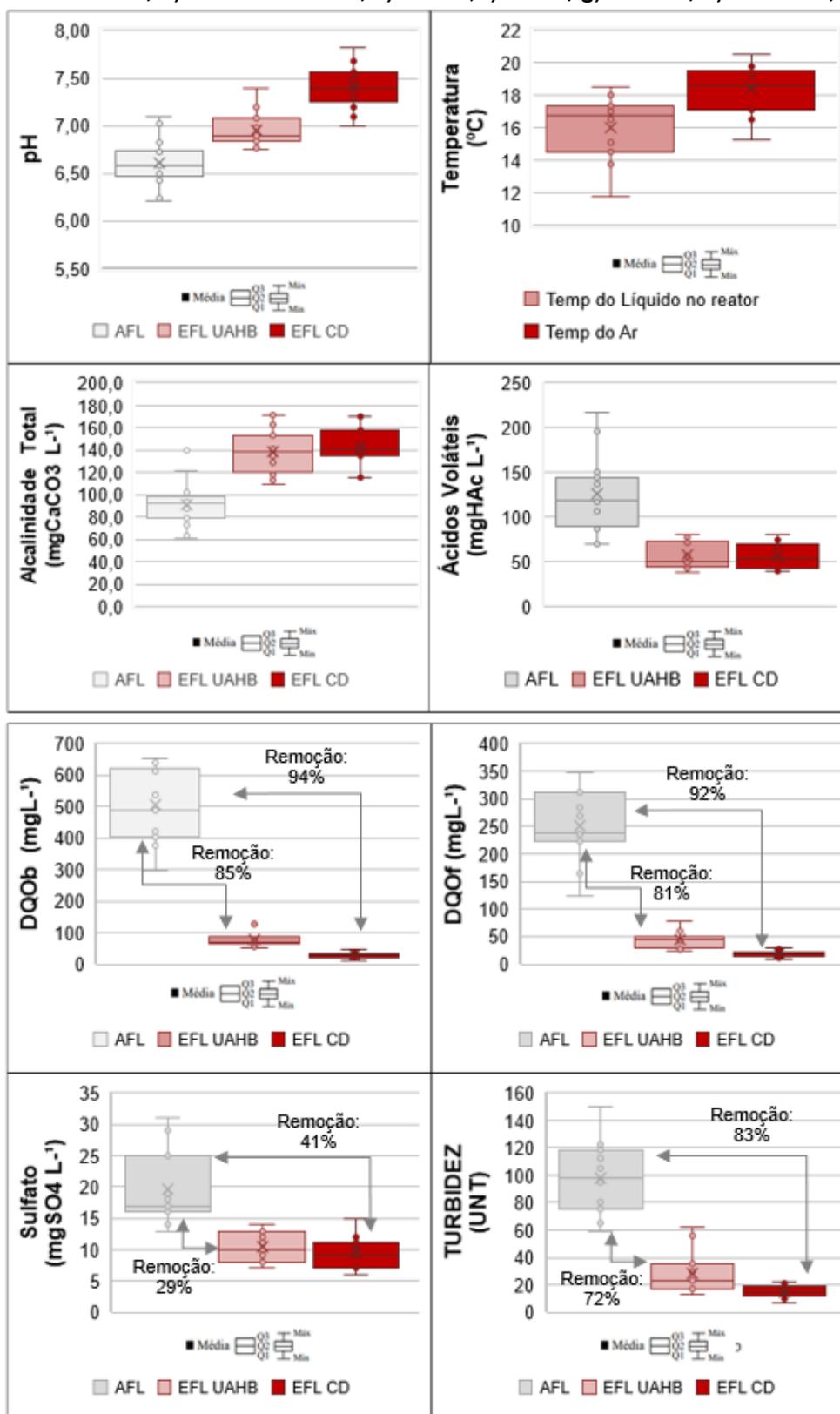
Tabela 14- Estatística descritiva da caracterização dos resultados físico-químicos nos pontos amostrais considerados

Parâmetros	Afluente						Efluente UAHB						Efluente CD					
	N	Média	DP	CV	Min	Máx	Média	DP	CV	Min	Máx	Média	DP	CV	Min	Máx		
Temperatura do reator (°C)	_	17,0	0,5	3	15	20	17,4	0,7	4	15	20	17,4	0,7	4	15	20		
Temperatura do ar (°C)	_	18,5	0,7	4	16	21	18,5	0,7	4	16	21	18,5	0,7	4	16	21		
pH	36	6,5	0,2	3	6,2	6,7	7,0	0,2	3	6,7	7,2	7,4	0,3	4	7,2	7,8		
AT (mgCaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	36	95	16	17	64	122	145	23	16	118	180	140	18	13	115	171		
AV (mgHAC L <sup>-1</sup> )	36	118	45	38	70,6	195	50	14	28	43	81	46	14	30	40	82		
DQOb (mg L <sup>-1</sup> )	36	490	119	24	298	653	71	20	28	52	125	29	10	34	12	49		
DQOf (mg L <sup>-1</sup> )	36	239	66	28	123	347	45	17	38	24	79	19	5	26	10	29		
Sulfato (mgSO <sub>4</sub> L <sup>-1</sup> )	36	17	6	35	14	30	12	3	25	8	13	10	4	40	6	15		
Turbidez (UNT)	36	98	27	27	59	150	27	16	59	13	62	16	1,5	9	10	25		

**Legenda:** N- Número de amostras; DP- Desvio padrão; CV- Coeficiente de variação; AT- Alcalinidade Total; AV- Ácidos Voláteis; DQOb- Demanda química de oxigênio de amostra bruta; DQOf- Demanda química de oxigênio de amostra filtrada; \_ - Medição online a cada minuto.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

Figura 8- Caracterização dos parâmetros físico-químicos quanto a: a) pH; b) Temperatura; c) Alcalinidade total; d) Ácidos voláteis; e) DQOb; f) DQOf; g) Sulfato; h) Turbidez;



**Legenda:** AFL- Afluente do reator; EFL UAHB- Efluente do reator; EFL CD- Efluente da câmara de dessorção.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

De acordo com Foresti (2006) a geração de alcalinidade é um indício de estabilização do sistema e o aumento da alcalinidade foi observado em todas as etapas analisadas. A alcalinidade total média no efluente final do processo na CD foi de 140 (18) mgCaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup>, representando aumento de 60% em relação a inicial.

Com a geração de alcalinidade na digestão anaeróbia as bactérias acidogênicas se desenvolvem mais rapidamente que as arqueias metanogênicas, o que é fundamental para neutralização dos ácidos voláteis e tamponamento de reatores anaeróbios (CHERNICHARO, 2007; METCALF; EDDY, 2016). O valor médio obtido da concentração de ácidos voláteis presentes no afluente foi de 118 (45) mgHAC L<sup>-1</sup>, sendo reduzido para 50 (14) mgHAC L<sup>-1</sup> no efluente do reator anaeróbio.

As eficiências de remoção de DQO das amostras brutas e filtradas foram de 85% e 94% em relação ao efluente UAHB, respectivamente, indicando desempenho satisfatório na remoção de matéria carbonácea comparado com as médias de remoção de DQO bruta de 80% reportadas na literatura (PASSIG, 2005; WAEWSAK *et al.*, 2010; GODINHO, 2017).

As concentrações médias de matéria orgânica em termos de DQOb e DQOf nas amostras do efluente do reator UAHB foram de 71 (20) mg L<sup>-1</sup> e 12 (3) mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, enquanto as médias obtidas no efluente da CD foram de 29 (19) mg L<sup>-1</sup> e 10 (5) mg L<sup>-1</sup>. Tem-se como possibilidade para tal redução de matéria orgânica, a formação de um biofiltro no interior da CD, devido ao tempo de operação bactérias aeróbias podem ter-se depositado no meio suporte utilizado purificando novamente o esgoto.

É possível observar uma redução de turbidez em termos de média nas amostras do afluente para o efluente do reator e da CD ao longo das etapas operacionais. A eficiência média de remoção de turbidez foi de 72% para o efluente do reator UAHB e 83% para o efluente da CD. Cavalcanti (2005) conseguiu resultados de remoção média de turbidez em torno de 80%, 82%, 77% para o TDH de 10 h, 8 h e 6 h, respectivamente, no tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de vidro.

A concentração média de sulfato nas amostras do afluente do reator foi de 17 (6) mgSO<sub>4</sub><sup>-2</sup> L<sup>-1</sup>. Foi possível verificar que nos primeiros ensaios do

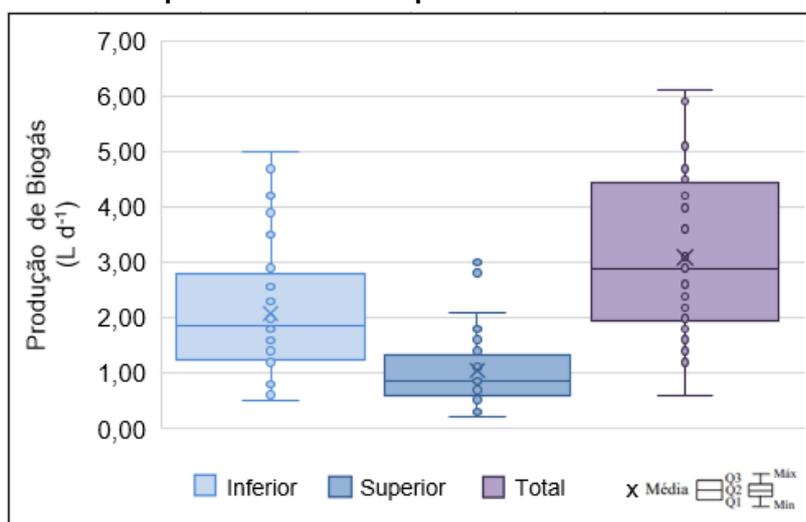
monitoramento as concentrações de sulfato no efluente do reator anaeróbio foram praticamente as mesmas do afluente, somente após estabilização do mesmo, as concentrações de sulfato nos efluentes seguiram parâmetros de redução, apresentando média de 12 (3)  $\text{mgSO}_4^{2-} \text{L}^{-1}$  para o efluente do reator e 10 (3)  $\text{mgSO}_4^{2-} \text{L}^{-1}$  para o efluente da CD. Os resultados de sulfato obtidos através das amostras da CD, conforme Figura 8, apontaram uma redução levemente maior no efluente da CD quando comparado ao efluente do reator. De acordo com Jenicek *et al.* (2010) e Lima (2015) a aeração é uma alternativa interessante para evitar a formação de sulfato convertido em sulfeto de hidrogênio em reatores anaeróbios.

Portanto, a partir dos resultados obtidos verifica-se que o aparato experimental operou em condições estáveis durante o período de monitoramento.

### 5.3 DESEMPENHO DO REATOR QUANTO À PRODUÇÃO DE BIOGÁS

A produção de biogás do reator UAHB, apresentada na Figura 9, foi monitorada nos separadores trifásicos inferior e superior, sendo o primeiro responsável por coletar o biogás produzido no leito móvel e o segundo, responsável por coletar o biogás no leito fixo (filtro anaeróbio). Neste item a parcela dissolvida no efluente não foi considerada.

**Figura 9- Produção diária de biogás separador trifásico inferior, separador trifásico superior e total do reator**



Fonte: Autoria própria (2022)

A produção média de biogás coletada nos separadores trifásico superior e inferior foram de 0,90 (1,67) L d<sup>-1</sup> e 1,98 (1,91) L d<sup>-1</sup> respectivamente, para o reator com TDH constante de 8h. A produção média total de biogás produzido pelo reator durante o monitoramento foi de 2,88 (1,47) L d<sup>-1</sup>.

A produção máxima total de biogás foi observada quando a temperatura do líquido atingiu 20°C, correspondendo a 6,23 L d<sup>-1</sup> e a mínima total foi de 0,60 L d<sup>-1</sup> quando a temperatura estava em 15°C. O que demonstra que a produção total do biogás varia em função da temperatura do sistema.

O separador trifásico inferior foi responsável por coletar em média 68 (14) % da produção total de biogás, enquanto que o separador trifásico superior foi responsável pela média de 32 (10) %. As concentrações de metano relatadas em trabalhos utilizando reatores UAHB foram de 58% para Buyukkamaci e Filibeli (2002), 55 % para Ayati e Ganjidoust (2006), 62 a 67% para Waewsak *et al.*, (2010) e 79 a 82% para Godinho (2017).

Ramos (2021) estudou o mesmo reator, utilizando do mesmo substrato e estimou uma produção diária de biogás em torno de 5,40 L. d<sup>-1</sup>, onde a produção média de biogás coletada no separador trifásico inferior foi de 3,48 a 4,50 L. d<sup>-1</sup> e no superior foi de 0,97 a 1,09 L. d<sup>-1</sup>. A vazão de biogás obtida, quando comparada com este estudo é relativamente menor, podendo ser explicado pela variação da temperatura do líquido durante as fases operacionais, uma vez que o autor trabalhou com temperatura controlada. Constatou-se que em menores temperaturas a produção de biogás é menor. Michelon (2021) também observou que o leito móvel do reator UAHB é mais suscetível a variações de temperatura que o leito fixo. O autor operando o mesmo reator piloto obteve produção de biogás média para o leito móvel e leito fixo de 1561 mL d<sup>-1</sup> e 896 mL d<sup>-1</sup> para TDH de 12 h, 1143 mL d<sup>-1</sup> e 1268 mL d<sup>-1</sup> para TDH de 10 h e 3643 mL d<sup>-1</sup> e 841 mL d<sup>-1</sup> para TDH de 8 h.

Para Godinho (2018) a produção de biogás foi proporcional à quantidade de matéria orgânica que foi degradada no interior do reator, o autor conseguiu maior produção de biogás (6.908 mL. d<sup>-1</sup>) na condição com maior concentração de matéria orgânica afluenta (1250 mgO<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>) e maiores eficiências de remoção em DQO.

Neste estudo, a produção média diária de biogás no reator foi de 0,11 m<sup>3</sup> kgDQO removida<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, em termos de DQO (bruta), considerando o TDH de 8 h. Tais

valores situaram-se abaixo das faixas de 0,30 a 0,45 m<sup>3</sup> kgDQO removida<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> encontradas por Waewsak *et al.* (2010).

As taxas de produção de biogás por volume do reator variaram entre 0,02 e 0,3 L.L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> durante o monitoramento, e situaram-se próximas a produção de 0,2 L.L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> encontrada por Passig (2005), onde cada litro do reator era capaz de produzir 0,2 litros de biogás. Marinho (2019) obteve taxas de produção de biogás entre 0,06 e 0,27 L.L<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para um reator tipo UASB piloto, tratando esgoto sanitário com TDH de 7h.

Se não houvesse a contribuição do biogás produzido no leito superior do reator UAHB, região que funciona como uma zona de “polimento” para degradação da matéria orgânica remanescente, as produções de matéria orgânica removidas em termos de DQO reduziriam, além de apresentar perda de potencial energético e reduzir a retenção de sólidos no efluente final (GODINHO, 2018; RAMOS, 2021).

#### **5.4 AVALIAÇÃO DE CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S E H<sub>2</sub> NO BIOGÁS PRODUZIDO**

As concentrações médias de dióxido de carbono no biogás produzido pelo leito inferior e superior foram de 3,52 (1,2) e 2,18 (0,8) %, respectivamente. As faixas de concentração de CO<sub>2</sub> encontradas foram em geral similares às encontradas por Paula (2019) de 4 (2) % e menores que as faixas de Lobato (2011) de 5 a 15%, para um reator tipo UASB no tratamento de esgoto sanitário.

Às concentrações médias de hidrogênio e sulfeto de hidrogênio no biogás foram de aproximadamente 1% e 160 ppm, respectivamente. A concentração média de H<sub>2</sub> no biogás produzido pelo leito inferior foi de 0,12 (0,3) % e no leito superior foi de 0,35 (0,2) %. As concentrações de H<sub>2</sub> encontradas situaram-se dentro da faixa de 0 a 1% encontrada por Lobato (2011), e 0,14 a 0,79% encontrada por Ramos (2021).

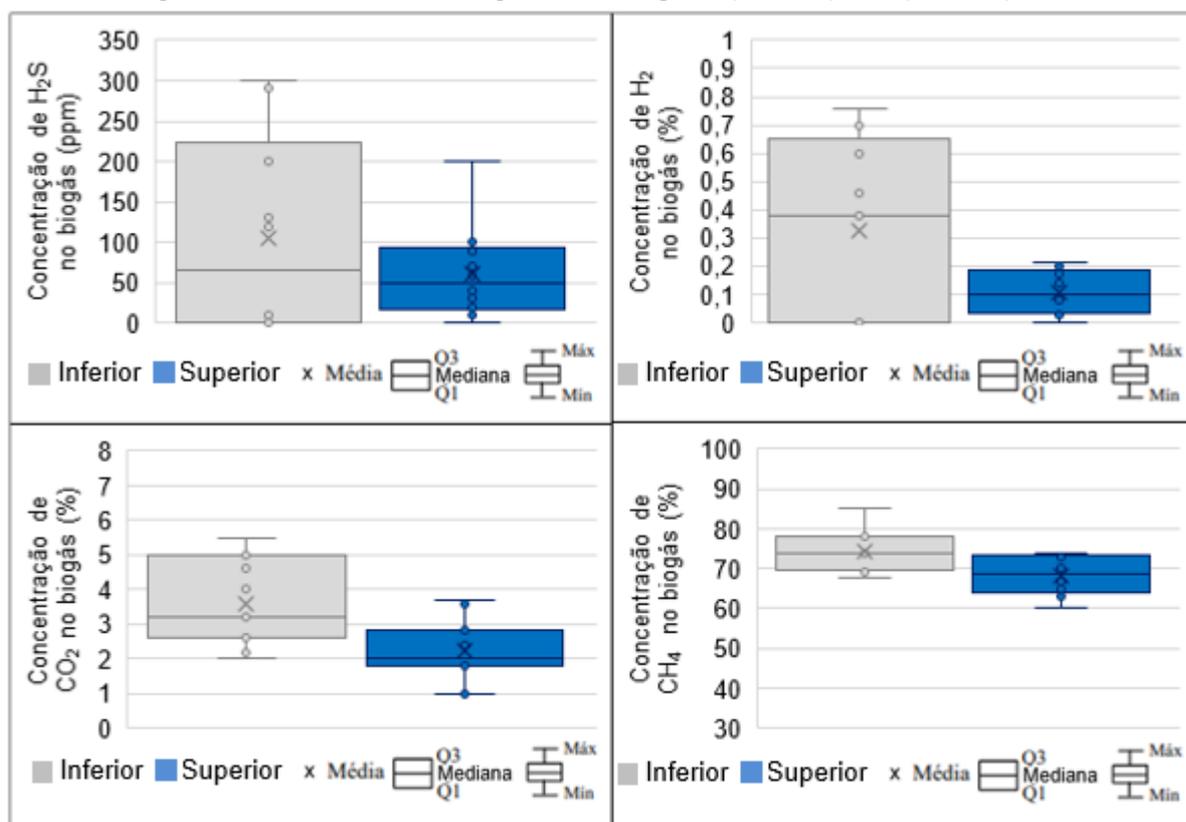
O separador trifásico superior produziu 100 ppm de H<sub>2</sub>S e o separador inferior 78 ppm de H<sub>2</sub>S. Estudos de Michelin (2019) apontam valores de gás sulfídrico entre 96 a 360 ppm.

Quanto a concentração média de CH<sub>4</sub> no biogás coletado pelo separador trifásico inferior foi de 74 (3) %, enquanto no separador trifásico superior foi de 65 (6)

%. As faixas de concentração de metano encontradas foram em geral similares as faixas de 52 a 67% encontradas por Büyükkamaci e Filibeli (2002) e 63 a 71% encontradas por Ramos (2021).

As concentrações dos principais gases ( $H_2S$ ,  $H_2$ ,  $CO_2$  e  $CH_4$ ) que compõem o biogás gerado no processo de digestão anaeróbia estão disponíveis na Figura 10.

Figura 10- Concentração de gases no biogás: a)  $H_2S$ ; b)  $H_2$ ; c)  $CO_2$ ; d)  $CH_4$ ;



Fonte: Autoria própria (2022)

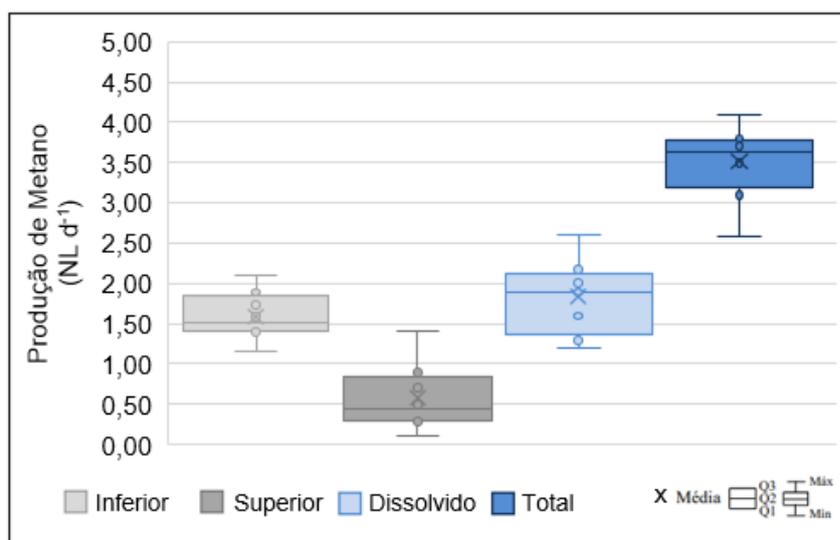
As produções médias de  $CH_4$  e biogás pelo leito inferior foram maiores que as do leito superior, porém, em temperaturas inferiores a  $17^\circ C$  foi observada uma tendência de equilíbrio entre as produções de biogás pelos separadores. Durante todo o monitoramento obteve-se retenção da biomassa pelo meio filtrante e eficiente mistura hidráulica para a realização da digestão anaeróbia.

## 5.5 AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE METANO NO REATOR ANAERÓBIO

### 5.5.1 Metano Dissolvido no Efluente do Reator

As produções médias de metano coletadas nos separadores trifásicos inferior e superior, em condições normais de temperatura e pressão foram de 1,46 (0,7) L. d<sup>-1</sup> e 0,58 (0,9) L. d<sup>-1</sup>. A vazão média de metano dissolvido no efluente foi de 1,60 (1,8) L. d<sup>-1</sup>, somando-se as três parcelas, a produção média total resultante foi de 3,64 (1,4) L. d<sup>-1</sup>. Na Figura 11 estão dispostas as produções diárias de metano em volume nos diferentes leitos, dissolvida no efluente do reator e a total.

**Figura 11- Produção de metano no separador inferior, no separador superior, dissolvida no efluente e total do reator**



Fonte: Autoria própria (2022)

Pela Figura 11, pode-se observar que a vazão média de metano dissolvido no efluente do reator correspondeu a 1,6 L. d<sup>-1</sup> e representou 43% da produção total média de metano no reator durante o monitoramento. O cálculo foi obtido através das concentrações de metano no biogás (separadores superior e inferior) e a concentração média de metano dissolvida encontrada pelo ensaio *Salting-out*. De acordo com Chernicharo *et al.* (2015) no Brasil, 36 a 40% do metano produzido é perdido dissolvido no efluente dos reatores anaeróbios.

### 5.5.2 Metano Dissolvido no Efluente da Câmara de Dessorção

A concentração média do gás metano encontrado dissolvido no afluente e efluente da câmara de dessorção, bem como as respectivas eficiências de remoção do gás estão dispostos na Tabela 15, de acordo com os 11 ensaios de monitoramento. Foram coletadas três amostras de cada ponto de coleta (afluente e efluente) por ensaio.

**Tabela 15- Estatística das eficiências de remoção do CH<sub>4</sub>-D**

Ensaio		Estatísticas das eficiências (%) de remoção do CH <sub>4</sub> -D								Eficiência (%)
		rQ	rQL	Média (mg.L <sup>-1</sup> )	DP	CV	G.S	Min	Máx	
1	AFL CD	42	0,3	20,26	2,5	12	1,51	16,23	20,95	84
	EFL CD			3,13	0,7	22	0,23	2,16	3,52	
2	AFL CD	214	0,3	21,58	2,4	11	1,6	17,46	21,89	95
	EFL CD			1,14	0,3	30	0,09	0,77	1,47	
3	AFL CD	42	1,7	17,95	1,4	8	1,34	16,46	19,28	90
	EFL CD			1,89	0,9	49	0,14	1,25	3,1	
4	AFL CD	214	1,7	12,05	3,1	26	0,9	11,35	17,07	98
	EFL CD			0,25	0,1	44	0,01	0,19	0,49	
5	AFL CD	22	1	17,27	3,9	22	1,29	12,28	19,71	79
	EFL CD			3,48	0,6	17	0,25	2,51	3,62	
6	AFL CD	266	1	17,12	3,8	23	1,27	12,05	19,71	87
	EFL CD			2,22	1,1	21	0,16	1,98	3,32	
7	AFL CD	90	0	15,46	5,3	34	1,15	12,1	22,55	78
	EFL CD			3,38	0,3	10	0,25	3,25	3,98	
8	AFL CD	90	2	19,88	1,8	9	1,48	18,67	22,26	98
	EFL CD			0,38	0,2	52	0,02	0,28	0,68	
9	AFL CD	90	1	25,42	8,1	32	1,88	12,38	27,26	94
	EFL CD			1,46	0,4	26	0,03	1,15	1,92	
10	AFL CD	90	1	13,45	1,8	14	1	12,38	15,98	85
	EFL CD			1,93	0,4	20	0,07	1,38	2,15	
11	AFL CD	90	1	17,28	6,3	36	1,29	13,00	25,42	91
	EFL CD			1,4	0,1	11	0,1	1,15	1,40	

**Legenda:** AFL- Afluente; EFL- Efluente; D- Desvio padrão; CV- Coeficiente de variação; G.S- Graus de saturação.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

Observa-se que as concentrações de metano no afluente da câmara de dessorção variaram de 12,05 mg. L<sup>-1</sup> a 25,42 mg. L<sup>-1</sup> e as concentrações no efluente

da câmara de 0,25 mg. L<sup>-1</sup> a 3,48 mg. L<sup>-1</sup> ao longo dos ensaios, o que resultou em uma eficiência de no mínimo 78% e no máximo 98%.

Os ensaios 1 e 2 apresentaram o mesmo quociente de vazões de líquido de recirculação/líquido afluente (rQL) mas o segundo ensaio obteve uma maior eficiência de remoção devido ao aumento do quociente de vazões ar/líquido afluente (rQ) que foi de 42 no ensaio 1 para 214 no ensaio 2.

Os ensaios 1 e 3 obtiveram rQ de 42, mas o rQL do terceiro ensaio foi de 1,7 enquanto o do primeiro foi de 0,3, com um rQL maior o ensaio 3 apresentou uma maior eficiência de remoção, em torno de 90% em comparação com 84% do primeiro ensaio.

Nos ensaios 2 e 4, que apresentaram rQ de 214 e variaram rQL, o ensaio de número 4 por apresentar um rQL maior também obteve melhor eficiência de remoção, 95%.

O mesmo pode ser observado nos ensaios 7, 8 e 9 que apresentaram o mesmo rQ e variaram rQL. No ensaio 7 não houve recirculação do líquido, portanto rQL foi 0, no ensaio 8 a vazão de recirculação dobrou em comparação com a vazão afluente na CD, rQL foi 2 e no ensaio 9, a vazão afluente na CD foi a mesma da recirculação, rQL foi 1, resultando em eficiências de remoção de 78, 98 e 94%, respectivamente.

Analisando os resultados comparativos das eficiências na tabela 15, identifica-se que o aumento do rQ não proporcionou remoção de metano na mesma ordem e não obteve crescimentos ou decrescimentos significativos entre as etapas. Nenhuma etapa apresentou um índice de remoção inferior a 78%, fato que pode ter ocorrido também pelos fatores de configuração operacional utilizados, como a adição de meio suporte e altura de queda útil de 1,4 m.

Nos ensaios 4 e 8 foram encontradas as menores concentrações médias de metano dissolvido, 0,25 (0,1) mg. L<sup>-1</sup> e 0,38 (0,2) mg. L<sup>-1</sup>, respectivamente. Os menores valores encontrados então, remetem a uma situação, em que no ensaio 4, os quocientes de rQ e rQL foram de 214 e 1,7, respectivamente e no ensaio 8, o rQ foi de 90 e o rQL foi de 2,0.

Os melhores resultados indicam uma configuração operacional de melhor eficiência com rQ entre 90 a 214 e vazões de recirculação do líquido maiores que a vazão de entrada do efluente anaeróbio.

Os ensaios 5 e 7 apresentaram as maiores concentrações de metano dissolvido e logo menores eficiências de remoção, correspondendo a um rQ de 22 e rQL de 1,0, e a um rQ de 90 e rQL de 0, respectivamente. Na fase 7 portanto, não houve recirculação do líquido.

Os graus de saturação foram encontrados pela razão entre as concentrações de metano dissolvido obtidas experimentalmente e as concentrações teóricas, aplicação da Lei de Henry, baseada na temperatura média encontrada. Como pode ser observado, em quase todas as etapas ocorreu supersaturação do CH<sub>4</sub> no afluente, o que pode ser explicado devido a maior capacidade de solubilidade do líquido em temperaturas mais baixas, não permitindo que o metano dissolvido se desprenda e escape para a atmosfera tão facilmente. Apenas na etapa 4, o grau obtido (0,9) foi menor do que o valor predito pela Lei de Henry e na etapa 10 os valores foram equivalentes (1,0).

Os efeitos estimados para remoção do metano dissolvido utilizando os quocientes rQ e rQL são apresentados na Tabela 16.

**Tabela 16- Efeitos estimados para a remoção do metano dissolvido**

Parâmetros	Efeitos	Erro Padrão <sup>1</sup>	T	p-valor	Erro Padrão <sup>2</sup>
Média/Intercepto	89,332	2,922	30,570	0,00000	2,922
rQ (L)	11,821	3,579	3,302	0,02140	1,789
rQ (Q)	-5,458	4,260	-1,281	0,25637	2,130
rQL (L)	9,321	3,579	2,604	0,04799	1,789
rQL (Q)	1,544	4,260	0,362	0,73187	2,130
rQL x rQL	-0,500	5,061	-0,098	0,92514	2,530

**Legenda:** (L)- Linear; (Q)- Quadrático; Erro padrão do efeito<sup>1</sup>; Erro padrão do coeficiente<sup>2</sup>;

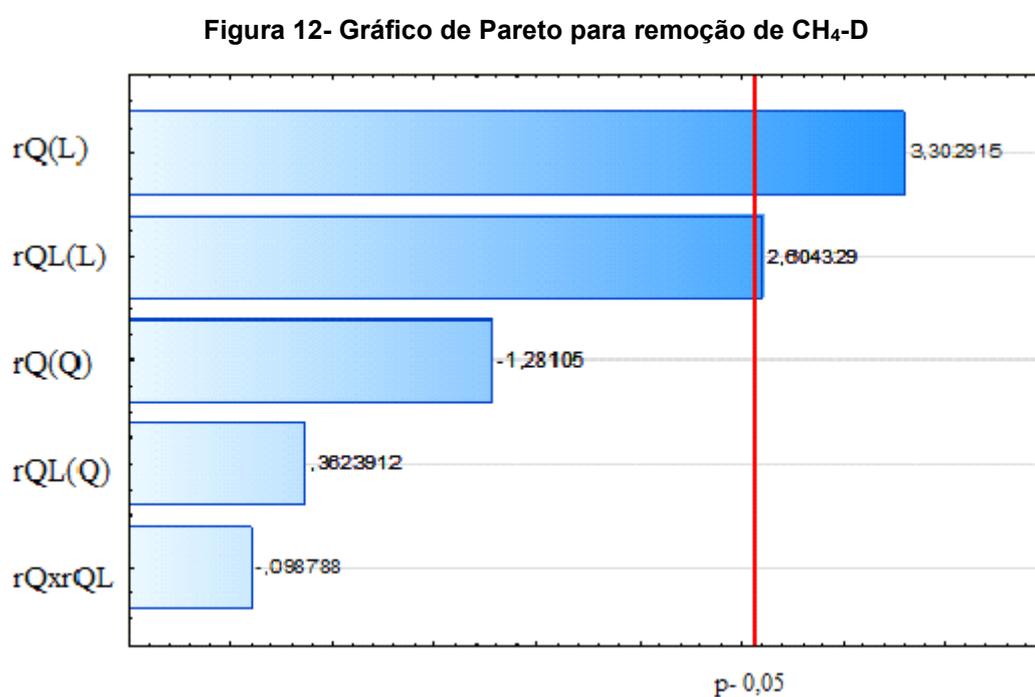
T- T de Student.

**Fonte: Aatoria própria (2022)**

É possível observar que no processo de remoção do metano dissolvido, somente os fatores rQ e rQL linear (L) exerceram efeitos significativos ao nível de 5% de significância, apresentando *p-valores* menores que 0,05.

Logo,  $rQ$  e  $rQL$ , fatores quadráticos (Q) não influenciaram direta e significativamente na remoção do gás dissolvido estatisticamente.

O gráfico de Pareto, apresentado na Figura 12, ilustra as significâncias dos fatores estudados na remoção do composto e possibilita a visualização dos efeitos lineares, quadráticos e da interação das variáveis estudadas, onde somente são consideradas significativas as variáveis com p-valor menor que 0,05. Como já observado, os quocientes de  $rQ$  (L) e  $rQL$  (L) considerados significativos estão dispostos na coluna horizontal, situados à direita da linha vermelha vertical (p-valor).



Fonte: Autoria própria (2022)

Os valores de  $rQ$  e  $rQL$  quadráticos não tiveram influências significativas ao processo e o fator de interação entre  $rQ$  e  $rQL$  resultou inferior ao nível de 95% de confiança, e, portanto, foi considerado não significativo estatisticamente.

As análises de variância (ANOVA) são apresentadas na Tabela 17. Foram desconsiderados os fatores não significativos nas aplicações da ANOVA (Tabela 16) para a posterior elaboração do modelo matemático de regressão. Foi utilizada a tabela unilateral da distribuição F de Fisher a 5%, cruzando os dados dos graus de liberdade da regressão e do resíduo, individualmente.

**Tabela 17 - Análise de variância para remoção do CH<sub>4</sub>-D (ANOVA)**

Variável resposta	Fonte de variação	SQ	G	QM	Fcal	Ftab	Fcal/Ftab
Eficiência de remoção (%)	Modelo	149604,6	2	149604,6	259,7	8,65	30,023
	Resíduo	63662,5	8	7957,8			
	Total	64818,46	10				

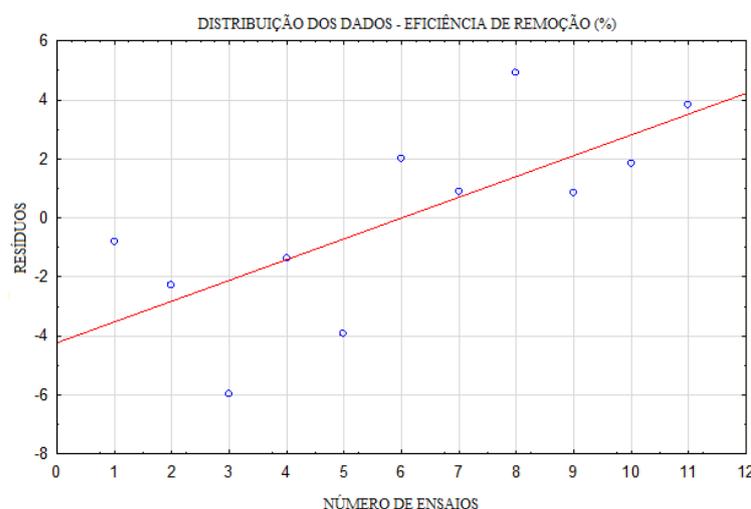
**Legenda:** SQ- Soma quadrática; G- Grau de liberdade; QM- Quadrado médio; Fcal- Distribuição de Fisher calculada; Ftab- Distribuição de Fisher tabelada\* aproximadamente.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

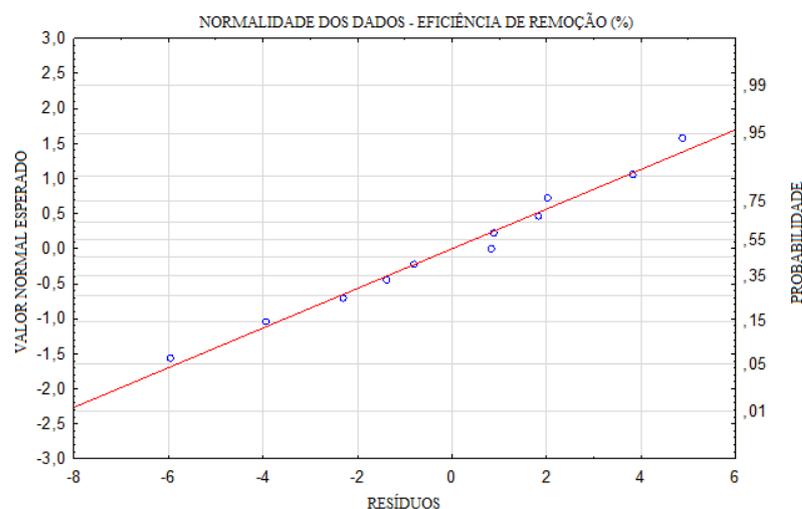
Na Tabela 17 é possível verificar a significância do modelo de regressão, tendo em vista que os valores de Fcal são maiores que os valores de Ftab (Fcal = 259,7 > Ftab = 8,65, respectivamente).

O valor do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) do modelo estatístico foi de 0,80 indicando que 80% das variações nas eficiências de remoção do metano podem ser explicadas pelo modelo matemático apresentado. Assim, para verificar e corroborar a validade do modelo de regressão foram realizadas verificações da distribuição dos resíduos em função dos números de ensaios e a probabilidade normal em função das variáveis respostas (Figura13).

**Figura 13- Distribuição de resíduos em função dos números de ensaios e probabilidade normal dos resíduos em função das variáveis respostas para remoção do CH<sub>4</sub>-D**



a) Resíduos *versus* número de ensaios



(b) Normalidade dos resíduos

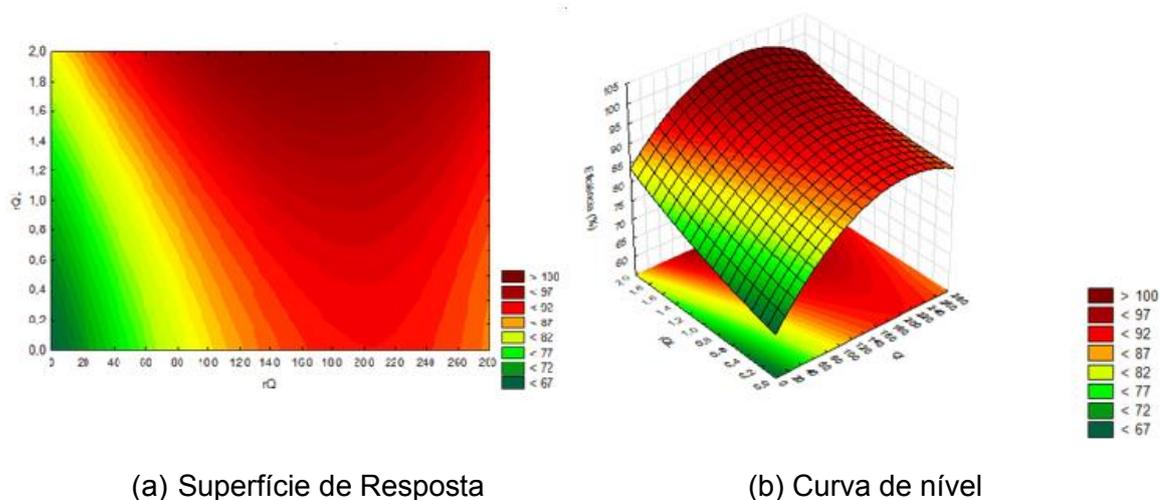
**Fonte: Autoria própria (2022)**

No gráfico de normalidade dos dados (Figura 13a) é observado que os valores em estudo se apresentarem próximos da reta, indicando que desta maneira, as exigências estatísticas dos modelos de regressão foram atendidas.

Na Figura 13b é apresentada a distribuição aleatória dos resíduos em razão do número de ensaios para remoção do CH<sub>4</sub>-D, indicando que os erros são igualmente distribuídos e independentes nos ensaios realizados.

Para as variáveis respostas foram construídas superfícies de resposta e curvas de nível geradas no *software* *Statística 10.0* (durante o período de licença gratuita), Figura 14.

**Figura 14- Superfície de resposta e curva de nível para eficiência de remoção do metano dissolvido**



**Fonte: Autoria própria (2022)**

Os pontos situados nas áreas vermelhas escuras representam os melhores resultados na remoção do metano dissolvido (superior a 90%) e os pontos localizados nas áreas amarelas ou verdes possuem resultados menos satisfatórios. É possível observar um decréscimo acentuado na eficiência de remoção proporcional aos menores valores de rQL, indicando que maiores quocientes estão associados a maiores remoções.

Nota-se que as maiores eficiências de remoção foram obtidas na região central do diagrama com valores de rQ próximos a 90 e que houve um leve declínio na remoção com os maiores valores de rQ situados entre 214 a 266.

Portanto, o diagrama aponta que as eficiências de remoção não são igualmente proporcionais ao aumento de aeração (rQ), mas sim, ao aumento das vazões de recirculação do líquido (rQL). As melhores condições analisadas apontam para um rQ entre 90 e 214 e um rQL de 2,0.

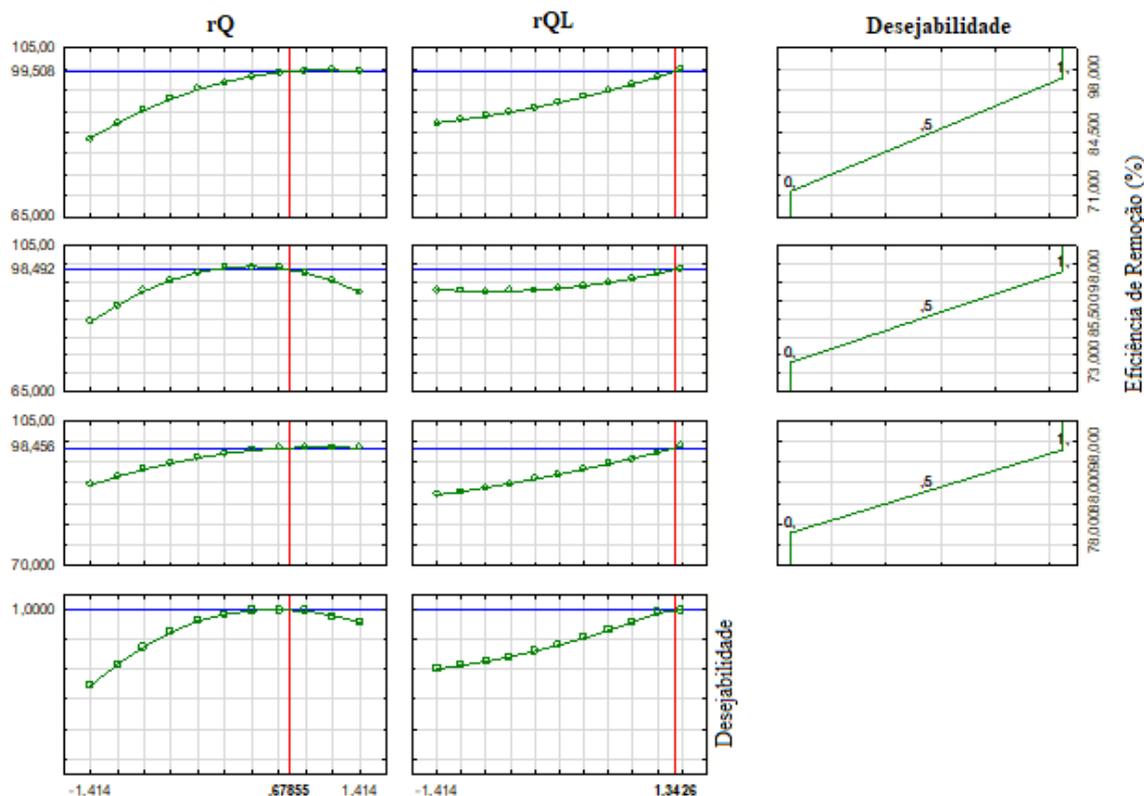
### 5.5.3 Validação do Modelo de Regressão

A validação do modelo de regressão foi realizada com a condição ótima verificada no ensaio de desejabilidade, no qual os valores das eficiências de

remoção são correlacionados para obter a condição ótima de remoção do metano dissolvido entre as etapas e condições estudadas. Nesta correlação, os valores são analisados de forma coletiva e de uma única vez.

Na Figura 15 são apresentados os ensaios de desejabilidade e os valores codificados do  $rQ$  e  $rQL$ , respectivamente. É possível observar um conjunto de linhas verdes, azuis e vermelhas. As linhas com pontos verdes indicam o conjunto de dados analisados, ou seja, os valores de eficiências analisados conjuntamente; a linha azul indica o ponto ótimo de cada variável e a linha vermelha tracejada representa o ponto de melhor desempenho para as variáveis, considerada a condição ótima.

Figura 15- Desejabilidade do planejamento estatístico para obtenção da condição ótima de remoção do CH<sub>4</sub>-D



Obs.: Os gráficos acima estão codificados.

Fonte: Autoria própria (2022)

Para gerar o modelo de regressão, os fatores não significativos foram desconsiderados. Portanto, a partir dos coeficientes obtidos na ANOVA foi possível gerar o modelo predito, expresso em uma equação linear (equação 7).

$$Y = 89,33 + 5,91x(rQ) + 4,66x(rQL) \quad (\text{Equação 7})$$

Em que:

Valores codificados: rQ: 0,6785    rQL: 1,3426  
 Valores reais: rQ: 202            rQL: 1,95

Sendo assim, a condição ótima verificada para a remoção do metano entre os parâmetros analisados foi obtida nos valores codificados de rQ 0,6785 e rQL de

1,3426, ou seja, correspondendo a valores descodificados de 202 e 1,95, respectivamente.

A condição ótima obtida foi analisada experimentalmente em laboratório, para comparação dos valores experimentais com os valores preditos calculados com base no modelo estatístico. Na Tabela 18 são apresentados os valores preditos calculados a partir dos modelos, assim como a condição ótima obtida pela análise de desejabilidade.

**Tabela 18- Valores preditos e calculados no modelo de regressão**

Ensaio	Variáveis codificadas		Variáveis descodificadas		Eficiência de remoção	Erro (%)
	rQ	rQL	rQ	rQL	Resposta do modelo (%) [Valor experimental encontrado (%)]	
1	-	-	42	0,3	78 [84]	7,6
2	+	-	214	0,3	90 [95]	5,5
3	-	+	42	1,7	88 [90]	2,2
4	+	+	214	1,7	99 [98]	1,01
5	-1,414	0	22	1	80 [79]	1,25
6	1,414	0	266	1	97 [87]	10,3
7	0	-1,414	90	0	82 [78]	4,8
8	0	1,414	90	2	95 [98]	3,1
9	0	0	90	1	89 [94]	5,6
10	0	0	90	1	89 [85]	4,4
11	0	0	90	1	89 [91]	2,24
12*	0,679	1,343	202	1,95	99 [98]	1,01

**Legenda:** \*Condição ótima obtida pela desejabilidade; [Valor experimental encontrado em laboratório (%), anteriormente apresentado na tabela 14]

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Os valores mais próximos preditos pelo modelo em relação aos experimentais para a variável resposta, eficiência de remoção do CH<sub>4</sub>-D no efluente do reator anaeróbio, podem ser justificados quanto ao valor do R<sup>2</sup>, ou seja, quanto maior o valor de R<sup>2</sup>, deseja-se que mais próximo o modelo estará dos dados experimentais.

O ensaio 12 apresentado na Tabela 18 representa a condição ótima encontrada pela desejabilidade, neste ensaio o valor predito calculado pelo modelo foi de 99% e o valor experimental foi de 98%. Os resultados obtidos indicaram validação do modelo e possibilitaram utilizar o DCCR para estabelecer as condições

desejadas. Portanto, concluiu-se na análise estatística e de desejabilidade, que a eficiência de remoção do CH<sub>4</sub>-D apresenta-se otimizada na condição especificada. Quaisquer outros valores pertencentes à faixa de rQ de 22 a 266 e rQL de 0 a 2 podem ser calculados pelo modelo, e não somente os testados neste trabalho.

#### 5.5.4 Concentração de Metano no Gás Residual na Câmara de Dessorção

A concentração de metano na atmosfera da CD foi verificada em todas as etapas operacionais durante o ensaio de metano dissolvido (*Salting-out*), conforme Tabela 19, nos ensaios 1, 3 e 5 não foram possíveis medições, o fato que pode ter ocorrido devido as menores vazões de ar propostas, que não excederam a 1,5 l/min.

**Tabela 19- Estatística da concentração de metano no gás residual da CD**

Ensaio	Gás residual na CD (%)					
	N	Média	DP	CV	Min	Máx
1	3	NI	-	-	-	-
2	3	0,70%	0,044	6	0,60%	0,70%
3	3	NI	-	-	-	-
4	3	0,60%	0,044	7	0,50%	0,60%
5	3	NI	-	-	-	-
6	3	0,40%	0,044	11	0,40%	0,50%
7	3	0,20%	0,066	33	0,10%	0,30%
8	3	0,40%	0,088	5	0,20%	0,40%
9	3	0,30%	0,066	22	0,20%	0,40%
10	3	0,30%	0,044	15	0,20%	0,40%
11	3	0,30%	0,066	22	0,10%	0,40%

**Legenda:** NI- Não identificado; N- Número de medições; DP- Desvio padrão; CV- Coeficiente de variação.

**Fonte: Autoria própria (2022)**

Os dados apresentam pouca variância e indicam um desvio padrão na ordem de 0,06%, com uma média geral de 0,44% de metano presente no gás residual ao longo do monitoramento.

Contudo, nota-se que a diluição do gás residual para metano ocorre em maiores condições de aeração e em maiores condições de agitação do líquido, ou seja, em etapas com vazões de recirculação maiores.

De acordo com Santo (2017) *apud* Vaart *et al.* (1991) a diluição do gás tem vantagens, na medida em que processa o tratamento abaixo do limite inferior de explosividade, na faixa de segurança operacional de 1,25%.

### 5.5.5 Balanço de Massa

No balanço de massa do metano foram efetuados os cálculos considerando as concentrações de metano dissolvido no afluente imediato à CD, as concentrações de entrada e as concentrações de metano no gás residual. A partir da Tabela 20 é possível observar os dados utilizados para o cálculo de balanço de massa durante os ensaios com maiores eficiências de remoção, 4 e 8 e a média geral dos 11 ensaios consideradas no estudo.

**Tabela 20- Balanço de massa de metano da câmara de dessorção**

Etapas	Entrada		Saída				Balanço (%)
	Q <sub>1</sub> L h <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> -D mg L <sup>-1</sup>	Q <sub>2</sub> L h <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> -D mg L <sup>-1</sup>	Q <sub>3</sub> L h <sup>-1</sup>	CH <sub>4</sub> (%)	
Média geral	2,8	17,8	2,8	1,84	576	0,4	19
Ensaio 4	2,8	17,2	2,8	3,48	240	0,6	32
Ensaio 8	2,8	19,8	2,8	0,38	210	0,6	62

**Legenda:** Q1- Vazão de entrada; Q2- Vazão de saída; Q3-Vazão do gás residual gerado.

**Fonte:** Autoria própria (2022)

De acordo com Marinho (2019) as parcelas de metano que não são contabilizadas ou que não foram desprendidas para a fase gasosa, podem estar relacionadas com a oxidação do metano dissolvido devido a maior presença de oxigênio no sistema.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com os resultados obtidos ao longo das etapas experimentais desta pesquisa é possível concluir que a câmara de dessorção é uma tecnologia potencialmente efetiva e de simplicidade operacional. As configurações utilizadas como o meio suporte de anéis corrugados de PVC, a altura útil de 1,4 m, a recirculação do líquido dentro da CD e a renovação da atmosfera confinada a partir do gás residual, aliados aos parâmetros de operação utilizados ( $rQ$  e  $rQL$ ) resultaram em eficiências superiores a 78% de remoção em todas as etapas operacionais.

As melhores eficiências de remoção de metano, obtidas por meio do ensaio de desejabilidade no delineamento composto central rotacional (DCCR), conjugaram em determinadas dosagens de ar, cujas relações  $rQ$  (quociente entre vazões do ar/líquido afluente) melhores encontradas foram de 202 e cujas relações  $rQL$  (quociente entre vazões do líquido de recirculação/líquido afluente) foram de 1,95, correspondendo a uma eficiência de remoção de 98%.

A vazão média de metano dissolvido no efluente da câmara de dessorção foi de 0,2 L/d, 8 vezes menor que a vazão média de metano dissolvido na entrada da câmara, proveniente do reator anaeróbio que foi de 1,6 L/d.

A produção total média de metano gerado no leito móvel foi de 1,46 L. d<sup>-1</sup> e no leito fixo de 0,58 L d<sup>-1</sup>, portanto, o volume de metano dissolvido no efluente do reator anaeróbio representou 43% da produção total média de metano no reator durante o monitoramento.

As produções de CH<sub>4</sub> e biogás pelo leito móvel foram maiores que as do leito fixo em todas as etapas, contribuindo em média com 74% do metano gerado e 68% do biogás coletado.

O grau de saturação de metano no efluente do reator UAHB variou de 0,9 a 1,8 indicando supersaturação em 10 dos 11 ensaios analisados.

O reator anaeróbio híbrido durante todo o monitoramento operou em estado estável, apresentando pH dentro das faixas de neutralidade, aumento nos valores de alcalinidade e consumo de ácidos voláteis em todas as etapas. A remoção de

matéria orgânica carbonácea em termos de DQO situou-se na faixa de 80%, além disso, observou-se também redução de matéria orgânica no interior da CD, que pode ter sido ocasionado devido a operação da unidade em fluxo contínuo criando um biofiltro no interior da CD preenchida com meio suporte.

Concluiu-se também que a recirculação do líquido no interior da CD apresentou resultados satisfatórios na remoção do CH<sub>4</sub>-D aliada a renovação da atmosfera confinada a partir do gás residual gerado nas condições analisadas.

## REFERÊNCIAS

ALMEIDA, P. G. S. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação.** 2007. 156 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

AYATI, B.; GANJIDOUST H. Comparing the efficiency of UAFF and UASB with hybrid reactor in treating wood fiber wastewater. **Journal of Environmental Health Science & Engineering.** v. 3, n. 1, p. 39-44, 2006.

BÜYÜKKAMACI, N; FILIBELI, A. Concentrated wastewater treatment studies using an anaerobic hybrid reactor. **Process Biochemistry.** v. 38, p.777-775, 2002.

BARROS, K. K.; GAVAZZA, S., FLORENCIO, L., KATO, M.T. The influence of excess sludge discharge on the performance of a full-scale UASB reactor. **Water Practice and Technology,** v. 10, n. 2, p. 250-258, 2015.

BRANDT, E. M. F. et al. Contribuição para o aprimoramento de projeto, construção e operação de reatores UASB aplicados ao tratamento de esgoto sanitário – Parte 4: Controle de corrosão e emissões gasosas. **Revista DAE,** v. 214, n. 66, p. 56-72, 2018.

BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CENTENO-MORA, E.; BIANCHETTI, F. J.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço nas ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios Nota Técnica 1 – Tópicos de interesse. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental,** v. 1, n. 1 p. 5-22, 2021.

BROWN, N. **Methane dissolved in wastewater exiting UASB reactors: concentration measurement and methods for neutralization.** 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia Sustentável) - Department of Energy Technology, Royal Institute of Technology - Estocolmo, Suíça, 2006.

CAMPOS, C. M. M. et al. Development and operation of an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB) treating liquid effluent from swine manure in laboratory scale. **Ciência e Agrotecnologia,** v. 30, p. 140-147, 2006.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro, ABES: 464 p. 1999.

CAVALCANTI, M. P. **Tratamento de esgoto doméstico em reator híbrido de fibra de vidro tipo UASB e filtro anaeróbio para comunidades de pequeno porte**. 2005. 98 f. Dissertação (Mestrado em Programa de Pós- Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 14, n. 4, p. 649-679, 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Development of a tool for improving the management of gaseous emissions in UASB-based sewage treatment plants. **Water Practice & Technology**, v.12, n.4, p. 917-926, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007.

CHERNICHARO, C. A. L., STUETZ, R. M., SOUZA, C. L., MELO, G. C. B. Alternativas para o controle de emissões odorantes em reatores anaeróbios tratando esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 13, p. 229-236, 2010.

COOKNEY, J. et al. Recovery of methane from anaerobic process effluent using poly-di-methyl-siloxane membrane contactors. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 4, p. 604-610, 2012.

CORSI, R. L.; QUIGLEY, C. J. VOC Emissions from sewer junction boxes and drop structures: Estimation methods and experimental results. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 46, n. 3, p. 224-233, 1996.

CUSSLER, E. L. **Diffusion mass transfer in fluid systems**. 3. ed., Cambridge: Cambridge University Press, p. 631, 2009.

CRAVEIRO, A. M. Considerações sobre projetos de plantas de biodigestão - Digestão anaeróbia e aspectos teóricos e práticos. In: **Simpósio Latino-Americano sobre a produção de Biogás a partir de resíduos orgânicos**, São Paulo, 1982.

DAELMAN, M. R. J.; et al. Methane emission during municipal wastewater treatment. **Water research**, v. 46, n. 11, p. 3657-3670, 2012.

DA SILVA RAMOS, JOSÉ GUSTAVO VENÂNCIO; LEON, FERNANDA DE ALMEIDA; MICHELON, LEONARDO KOZAK; KREUTZ, CRISTIANE; CARVALHO, KARINA QUERNE DE; PASSIG, FERNANDO HERMES. Recovery of methane dissolved in the effluent of a novel upflow anaerobic hybrid reactor (UAHB) submitted to temperature variation. **Environmental technology**, v. 1, p. 1-11, 2021.

DRÄGER SAFETY AG & Co. **DrägerSensor® & Portable Instruments Handbook**. 3 ed. Lübeck, Alemanha, 2015.

DE ANDRADE LIMA, D. et al. Tratamento de esgotos domésticos em reator anaeróbio híbrido seguido de reator com algas imobilizadas. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: investigación, desarrollo y práctica**, v. 8, n.3, p. 270-285, 2015.

DE MENDONÇA, H. V. et al. Bioenergy recovery from cattle wastewater in an UASB-AF hybrid reactor. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 9, p. 2268-2279, 2017.

EATON, A. D.; et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22a. ed. Washington: American Public Health Association (APHA). 2012.

FORESTI, E; ZAIAT, M; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 3-19, 2006.

GERARDI, Michael. H. **Wastewater Bacteria: Série Wasterwater Microbiology**. John Wiley & Sons, 2006.

GLÓRIA, R. M.; MOTTA, T. M.; SILVA, P. V. O.; DA COSTA, P.; BRANDT, E. M. F.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Stripping and dissipation techniques for the

removal of dissolved gases from anaerobic effluents. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 33, n. 4, p. 713-721, 2016a.

GLÓRIA, R. M.; SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; DO CARMO, M. E. A.; SILVA, P. V. O. Effectiveness of a Desorption Chamber for the Removal of Dissolved Gases from Anaerobic Effluents. **Department of Sanitary and Environmental Engineering**, Federal University of Minas Gerais, 2016b.

GLÓRIA, R.M. **Estudo da remoção dos gases metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2018. 175 f. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

GUIOT, S. R.; VAN DEN BERG, L. Performance and biomass retention of an upflow anaerobic reactor combining a sludge blanket and a filter. **Biotechnology letters**, v. 6, n. 3, p. 161-164, 1984.

GODINHO, J. P. **Comportamento dinâmico e hidrodinâmico de um reator anaeróbico híbrido (UAHB) submetido à variação de carga hidráulica horária no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. 130 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

HEILE, S.; CHERNICHARO, C. A. L.; BRANDT, E. M. F.; MCADAM, E. J. Dissolved gas separation for engineered anaerobic wastewater systems. **Separation and Purification Technology**, v. 189, p. 405-418, 2017.

HUETE, A.; VASCONCELOS, D. DE LOS COBOS.; GOMEZ-BORRAZ, T.; MORGANSAGASTUME, J.M.; NOYOLA, A. Control of dissolved CH<sub>4</sub> in a municipal UASB reactor effluent by means of a desorption e biofiltration arrangement. **Journal of Environmental Management**. v. 216, p. 383-391, 2017.

KENNEDY, K.J.; GUIOT, S.R. Anaerobic upflow development and application. **Water Science and Technology**. v. 18, n. 12, p. 71 - 86, 1986.

INPE, **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais**. Dados observacionais. Brasília. Disponível em: <<http://bancodedados.cptec.inpe.br/>>. Acesso em 12 de out, 2021.

IPCC. Climate change 2014: synthesis report. In: Pachauri, R. K. e Meyer, L. A. **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team**. 5th ed. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014. p. 151.

JENICEK, P.; KOUBOVA, F.; BINDZAR, J.; ZABRANSKA, J. **Advantages of anaerobic digestion of sludge in microaerobic conditions**. Water Science e Technology, v. 62, p. 427- 437, 2010.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R., AMARAL, A. S. (Editores Técnicos). **Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato**. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 209 p. ISBN 978-85-93823-01-5.

LEW, B.; et al. UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB and hybrid UASB-filter reactor. **Water Science and Technology**, v. 49, n. 11-12, p. 295-301, 2004.

LIMA, J. F. **Controle e remoção de sulfetos em reatores anaeróbios tratando esgoto sintético**. 2015. 97 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

LOBATO, L. C. S. **Aproveitamento energético de biogás gerado em reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 187 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

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

MACHADO, L. M. **Câmara de dessorção para efluente de reator UASB no tratamento de esgoto doméstico - avaliação de remoção e recuperação de gases dissolvidos: H<sub>2</sub>S e CH<sub>4</sub>**. 2008. 112 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Saneamento e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

MACHADO, L.M.; MELO, D. F.; SOUZA, C. L.; SANTO, B. C. E.; ALVES, L. S.; Avaliação e implantação de câmara de dessorção de metano e sulfeto de hidrogênio

dissolvidos em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico: **ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 1-10, 2017.

MAGALHÃES, A. P. T. **Biogás um Projeto de Saneamento Urbano**. São Paulo: Nobel, 1986.

MARINHO, T. D. **Estudo da microaeração e sua associação com câmara de dessorção na remoção e recuperação de sulfeto de hidrogênio e metano em reatores UASB no tratamento de esgoto doméstico**. 2019. 134 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2019.

MATSUNAGA, K.; et al. Development of anammox reactor equipped with a degassing membrane to improve biomass retention. **Water Science and Technology**, v. 66, n. 2, p. 451-456, 2012.

MICHELON, L. K. **Avaliação da produção de biogás em um reator anaeróbio híbrido (UAHB) tratando esgoto sanitário sintético**. 2019. 67 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 5. ed. Nova York: McGraw-Hill, 2016.

MWH. **Water treatment: Principles and Design**. 2 ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2005.

NELTING, K.; TRAUTMANN, N.; CAICEDO, C.; WEICHHREBE, D.; ROSENWINKEL, K. H.; COSTA, F. J. O. G.; POSSETTI G. R. C. Constraints on the dissolved methane in the effluent of full scale municipal UASB reactors. In: The 14th IWA Leading Edge Conference on Water and Wastewater Technologies, 2017. Florianópolis. **Anais...** Florianópolis. 2017.

NOYOLA, A.; CAPDEVILLE, B.; ROQUES, H. Anaerobic treatment of domestic sewage with a rotating stationary fixed-film reactor. **Water Research**, v. 22, n.12, p.1585–1592, 1988.

PAULA, A. C. **Avaliação integrada do desempenho de reatores anaeróbios do tipo UASB tratando esgoto doméstico em escala real**. 210 f. Dissertação

(Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

PASSIG, F. H. **Reator anaeróbio híbrido para tratamento de esgoto sanitário**. 2005. 155 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

PERRY, R. H.; CHILTON, C. H. **Chemical engineers' handbook**. 5. ed. New York: McGrawHill, 1973.

PLUGGE, Caroline M. Biogas. **Microbial Biotechnology**, v. 10, p. 1128 -1130, 2017.

POSSETTI, G. R. C.; RIETOW, J. C.; LOBATO, L. C. S.; AISSE, M. M.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte A: Avanço nas ferramentas e técnicas para estimativa de produção e tratamento de biogás em ETEs com reatores anaeróbios. Nota Técnica 2 - Programa computacional de estimativa de produção de biogás em reatores UASB - ProBio 2.0. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 21-31, 2021.

PRIYA, M.; et al. Comparative study of treatment of sago wastewater using HUASB reactor in the presence and absence of effective microorganisms. **Procedia Earth and Planetary Science**, v. 11, p. 483-490, 2015.

PROBIOGÁS. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Guia técnico de aproveitamento energético de biogás em estações de tratamento de esgoto / Probiogás**. Organizadores: Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); Autores: Bruno Silveira... [et al.]. – Brasília, DF. Ministério das Cidades, 2015.

RAMOS, José Gustavo Venâncio da Silva. **Produção de metano em reator anaeróbio híbrido tratando esgoto sanitário sintético submetido a diferentes temperaturas**. 2021. 105 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

RIPLEY, L. E.; BOUYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, [s.i.], p. 406-411, 1986.

SANTOS, J. M. B.; SOUZA, C. L.; BRANDT, E. M. F.; POSSETTI, G. R. C.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 1 -Tópicos de interesse. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 1, n. 2, p. 5-19, 2021.

SANTO, B. C. E. **Avaliação de câmara de dessorção de metano e sulfeto de hidrogênio dissolvidos em efluentes de reatores UASB tratando esgoto doméstico**. 2017. 131 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

SOUZA, C. L.; BELINAZIR, C. E. S.; BRANDT, E. M. F.; SANTOS, J. M. B.; CHERNICHARO, C. A. L. Valoração e gerenciamento de subprodutos gasosos do tratamento do esgoto. Parte B: Avanços nas técnicas de controle de emissões gasosas em ETEs com reatores anaeróbios – Nota Técnica 2 – Câmaras de dessorção para remoção de sulfeto de hidrogênio e metano dissolvidos em efluentes anaeróbios. **Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 1, n. 2, p.23-33, 2021.

SOUZA, C. L.; CHERNICHARO, C. A. L.; AQUINO, S. F. Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions. **Water science and technology**, v. 64, n. 11, p. 2259-2264, 2011.

SCARLET, N.; DALLEMAND, J. F.; FAHL, F. Biogas: developments and perspectives in Europe. **Renewable Energy**, v. 129, p. 457-472, 2018.

STAUDINGER, J.; ROBERTS, P. V. A critical review of Henry's law constants for environmental applications. **Critical Review Environmental Science and Technology**, v. 26, n. 3, p. 205-297, 1996.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. 185 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia, São Carlos, 1992.

van LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN G. Anaerobic wastewater treatment. In: HENZE, M.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A. et al. (Ed.) **Biological wastewater treatment, principles, modelling and design**. London: IWA Publishing, p. 415-456, 2008.

VAN HAANDEL, A. C.; VAN DER LUBBE, J. **Handbook biological wastewater treatment, design and optimization of activate sludge systems**. 2 ed. IWA, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2014.

WAEWSAK, C; NOPHARATANA, A; CHAIPRASERT, P. Neural-fuzzy control system application for monitoring process response and control of anaerobic hybrid reactor 105 in wastewater treatment and biogas production. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 12, p. 1883–1890, 2010.

YANQORITHA, N. et al. The Effect of Organic Loading Rate Variation on Digestion of Tofu Wastewater using PVC Rings as Growth Media in a Hybrid UASB Reactor. **Oriental Journal of Chemistry**, v. 34, n. 3, p. 1653, 2018.